

**BERICHTE**  
aus dem  
**INSTITUT FÜR MEERESKUNDE**  
an der  
**CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT KIEL**

Nr. 240

1993

DOI 10.3289/IFM-BER-240

**Das Biologische Monitoring der Ostsee**  
**im Institut für Meereskunde Kiel**  
**1985 - 1992**

Herausgegeben von  
Prof. Dr. J.C. Duinker

Kopien dieser Arbeit können bezogen werden:  
Institut für Meereskunde an der Universität Kiel  
- Sekretariat -  
Düsternbrooker Weg 20  
D-24105 Kiel

ISSN 0341 - 8561 -

Das Biologische Monitoring der Ostsee sowie das wissenschaftliche Begleitprogramm wurden in Verbindung mit der Bundesanstalt für Seeschifffahrt und Hydrographie und dem Projektträger Biologie, Energie, Ökologie des Bundesministeriums für Forschung und Technologie gefördert.

Redaktion: **Sabine Trier**  
Institut für Meereskunde Kiel

## ***Inhaltsverzeichnis***

	Seite
Einleitung	1
Saisonale und langzeitliche Veränderungen chemisch-hydrographischer Parameter in der Kieler Bucht von <i>Hans-Peter Hansen</i>	2
Die Phytoplanktonparameter im Monitoring: Zusammenfassung der Erkenntnisse und kritische Betrachtungen aus dem Monitoring Programm des Instituts für Meereskunde von <i>Ulrich Horstmann</i>	32
Mikrobiologisches Ostsee-Monitoring von <i>Hanna C. Giesenhausen</i>	51
Zooplankton von <i>Gerda Behrends</i>	72
Erfahrungen und Ergebnisse aus 7 Jahren Benthosmonitoring in der südlichen Ostsee von <i>Heye Rumohr</i>	90
Organische Schadstoffe in der Ostsee von <i>Jan C. Duinker und Detlef E. Schulz-Bull</i>	110
Satellitenfernerkundung und ihre Möglichkeiten zur Erläuterung pelagischer Monitoringdaten in der Ostsee von <i>Ulrich Horstmann und Andreas Lehmann</i>	148
Numerische Modellierung der Ostsee von <i>Andreas Lehmann</i>	167
Fischbrutuntersuchungen als Beitrag zum Biologischen Monitoring der Ostsee von <i>Dietrich Schnack</i>	186
Schwermetalle von <i>Hans Theede</i>	199

## **EINLEITUNG**

Der vorliegende Bericht enthält die Ergebnisse des am Institut für Meereskunde an der Universität Kiel durchgeführten Biologischen-Ostsee-Monitoring (BOM). Das Institut für Meereskunde wurde am 06.08.1986 auf der Grundlage eines Verwaltungsabkommens zwischen dem BMFT und dem Kultusminister des Landes Schleswig-Holstein (Unterzeichnung März/April 1985, rückwirkend zum 01.01.1985) mit der Durchführung des BOM betraut. Diese Aufgabe wurde seitdem vom BMFT als Projekt Nr. 03F 0547A

“Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen sowie die Beschaffung und Bewertung der Daten für des Biologische Monitoring der Ostsee”

gefördert.

Bestandteil der Aufgaben nach dem Vertrag sind die Durchführung des biologischen Teils des Ostseemonitorings im Rahmen des Helsinki Abkommens sowie Grundlagenforschung, die die notwendigen wissenschaftlichen Grundlagen für eine Aus- und Bewertung der Ergebnisse bereitstellt. In diesem Sinne wird auch das Meßprogramm nicht auf den durch das Helsinki Abkommen festgelegten Teil beschränkt sondern auf einem erweiterten Stationsnetz zeitlich dichter durchgeführt.

Diese enge Verbindung von Grundlagenforschung und “Routine”-Meßprogramm hat sich in den vergangenen Jahren in beiden Richtungen als sehr fruchtbar erwiesen. Zum einen ist gewährleistet, daß der Beitrag der Bundesrepublik zum Helsinki-Programm auf dem höchsten Stand von Forschung und Technologie erfolgt, zum anderen hat die Finanzierung des BOM am IfM-Kiel in vielen Bereichen wichtige Beiträge zum wissenschaftlichen Fortschritt ermöglicht. Hier können als nur einige Beispiele die Bereiche Analytik organischer Schadstoffe, Unterwasser-Video und bildgebende Verfahren, Fernerkundung und Strömungsmodelle sowie automatische und in-situ Nährstoffanalytik genannt werden.

Die Ergebnisse der Routine- wie auch der Grundlagenforschungsarbeiten sind für die Periode 1985-1992 in Jahresberichten veröffentlicht worden. Wegen der starken Variabilität von Jahr zu Jahr ist jedoch eine isolierte Bewertung eines einzelnen Jahres (eine eher “willkürlich” und verwaltungstechnisch festgelegte Zeitspanne) ohnehin wenig sinnvoll. Eine ausführliche Darstellung der wissenschaftlichen Ergebnisse des Biologischen Monitorings am Institut für Meereskunde in Kiel erfolgte auf einem Seminar in Kiel im März 1992. Der vorliegende Bericht soll in einer Synthese den heutigen Erkenntnisstand zusammenfassen.



# **Saisonale und langzeitliche Veränderungen chemisch-hydrographischer Parameter in der Kieler Bucht**

von

Hans-Peter Hansen

## **Zusammenfassung**

Seit 1986 werden im Rahmen des Biologischen Ostseemonitorings am IfM-Kiel unter der Bezeichnung "Begleitparameter" die konventionellen hydrochemischen Parameter auf Stationen in der Kieler und Mecklenburger Bucht bestimmt. Mit früheren Messungen aus Projekten des IfM in den Jahren 1957-75 werden für zwei Perioden detaillierte Erkenntnisse zur Veränderlichkeit - besonders der Saisonalität - und Aussagen über Langzeittrends gewonnen. Es werden mit statistischen Verfahren mittlere Jahresgänge der Parameter für verschiedene Perioden ermittelt. Der Datenvergleich läßt deutliche Veränderungen im Jahreszeitlichen Ablauf der Konzentrationen chemischer Parameter, der Produktionsbiologie und der Hydrographie zwischen 1957/1975 und 1986/1992 in der Kieler Bucht erkennen.

Aus den dargestellten Ergebnissen wird der Schluß gezogen, daß die beobachteten negativen Veränderungen der Ostseeumwelt (vor allem Sauerstoffdefizite und Schwefelwasserstoffbildung) nicht allein als Folge der anthropogenen Nährstoffeinträge und der damit verbundenen Eutrophierung zu erklären sind sondern wesentlich von gleichzeitig ablaufenden hydrographischen (oder auch klimatischen) Veränderungen gesteuert werden. Bisherige Methoden zur Ermittlung von Langzeitveränderungen (Trends) setzen langfristig gleichbleibende Jahresgänge in chemisch/ biologisch/pysikalischen Abläufen voraus und vergleichen Meßwerte aus "repräsentativen" Jahresabschnitten (z.B. Winterwerte) über mehrjährige Zeiträume. Die so ermittelten Trends erscheinen weder geeignet, Veränderungen der Ostseeumwelt zu beschreiben, noch Zusammenhänge oder Ursachen aufzudecken.

Daraus ergibt sich für Monitoringprogramme in küstennahen Bereichen die Forderung, die grobmaschigen Zeitreihenmessungen des BMP durch interdisziplinäre Prozessuntersuchungen auf exemplarischen Stationen zu ergänzen oder auch teilweise zu ersetzen.

## **Einleitung**

Im Rahmen des Biologischen Ostsee Monitoring am IfM-Kiel werden die produktionsbiologisch relevanten "hydrochemischen" Parameter, wie Nährstoffe, Sauerstoff, pH und Alkalinität sowie Salzgehalt und Temperatur als "Begleitparameter" regelmäßig erfaßt. Die Bezeichnung "Begleitparameter" definiert bereits eine eingeschränkte Aufgabenstellung. Die Durchführung des

chemisch/hydrografischen Monitoring obliegt dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, obwohl die Begleitparameter des Biologischen Monitoring im Wesentlichen den dort gemessenen entsprechen. Im Biologischen Monitoring werden jedoch Ort und Zeitpunkt der Beprobung nach biologischen Kriterien bestimmt. Diese vom Standpunkt eines chemischen Hydrografen zunächst als Einschränkung empfundene Aufgabenzuordnung hat sich jedoch sehr schnell als eher positiv herausgestellt. Wie im Folgenden noch ausführlich dargestellt, sind die bedeutsamen Prozesse in einem wesentlich küstennahen Gebiet, wie es das deutsche Monitoringgebiet in der Ostsee (Belte bis Arkonssee) darstellt, vorrangig im Zusammenwirken von Produktionsbiologie, Hydrographie, Nährstoffchemie und deren Saisonalität zu sehen. Während in der offenen Ostsee ein Monitoring mit der Zielrichtung von Langzeittrendermittlung und großräumigen Verteilungs- und Budgetmodellierungen durchaus ein richtiger Ansatz ist, ist dies für küstennahe Gebiete nach heutiger Kenntnis jedoch denkbar ungeeignet.

In der Anfangsphase des Biologischen Monitoring am IfM-Kiel wurden Konzepte für "Meßpfähle" oder andere Geräteträger diskutiert, auf denen automatische Dauerregistrierungen die Terminfahrten ersetzen oder ergänzen sollten. Letztlich konnten diese Pläne nicht realisiert werden, da zum einen der "werfttechnische" Aufwand extreme Kosten verursacht hätte (mehrere Mio DM) andererseits zum damaligen Zeitpunkt kaum Geräte oder Sensoren existierten, die automatische Messungen mit der erforderlichen Genauigkeit erlaubt hätten. Damals waren praktisch nur einige physikalische und meteorologische Parameter auf diese Art zugänglich, jedoch keine chemischen oder biologischen. Hier gibt es inzwischen auch Geräte, die Nährstoffe und einige biologische Parameter erfassen können und auch die Kosten für Geräteträger (Bojen etc) sind auf realistische Größenordnungen für erprobte Geräte gesunken. Deshalb ist das Konzept einer automatischen Meßstation in den letzten beiden Jahren wieder in die Planung des Biologischen Monitoring am IfM-Kiel aufgenommen und bereits teilweise realisiert worden.

Die Meßdaten aus dem Biologischen Ostseemonitoring am IfM-Kiel werden für die Weitergabe an die HELCOM aufbereitet und über das BSH weitergeleitet. Die Ergebnisse aus den Routinemessungen und dem begleitenden wissenschaftlichen Programm (s.u.) wurden in das 1<sup>st</sup> und 2<sup>nd</sup> Periodic Assessment of the Baltic Sea der HELCOM eingebracht und in Form von Vorträgen und Publikationen der wissenschaftlichen Öffentlichkeit vorgestellt (HELCOM 1987,1990).

Die aus der Arbeit im Biologischen Monitoring am IfM-Kiel gewonnenen Erfahrungen und Erkenntnisse stellen die Grundlage für die Mitarbeit in Expertengruppen der HELCOM und Arbeitsgruppen des ICES dar.

### **Das wissenschaftliche Programm der Begleitparameter im Biologischen Monitoring am IfM-Kiel**

Im Helsinki-Abkommen und in den Guidelines für das Baltic Monitoring Programme (BMP) werden die angestrebten Ziele definiert als:

- Überwachen des Zustandes der Ostseemwelt (Meßprogramm)
- Erkennen von Langzeitveränderungen (Trends)
- Gewinnen von Erkenntnissen über Zusammenhänge als Grundlage für die Einleitung von Gegenmaßnahmen.

Hinter diesem Programm stehen einige Grundannahmen, die auch zur Helsinki-Übereinkunft selbst geführt haben:

- Regelmäßige Messungen (und Beobachtungen) in der Ostsee zeigen Veränderungen (Trends) auf und erlauben Rückschlüsse auf die Ursachen.
- Diese Veränderungen sind wesentlich eine Folge von anthropogenen Schadstoffeinträgen und Belastungen.
- Durch geeignete Gegenmaßnahmen oder Unterlassungen können diese Veränderungen aufgehalten oder rückgängig gemacht werden.

Auf dieser Basis sind auch die Daten für die HELCOM Assessments (HELCOM 1987, HELCOM 1990) gewonnen und interpretiert worden. Dieser Ansatz ist zwar grundsätzlich richtig, gilt aber uneingeschränkt nur für solche Stoffe, die systemfremd sind, wie z.B. eine Vielzahl organischer Schadstoffe, die nur aus anthropogenen Quellen stammen können. Bei den Komponenten, die in den Problemen Eutrophierung und Sauerstoffdefizite eine Rolle spielen, also den Nährstoffen, liegen sowohl die "natürlichen" Budgets als auch die in chemisch/biologischen Prozessen umgesetzten Mengen in der gleichen Größenordnung vor wie die anthropogenen

Einträge und sind damit nicht mehr ohne weiteres in "natürlich" und anthropogen zu trennen.

Für die zentrale Ostsee ließen sich noch einigermaßen verlässliche Trends ermitteln und auch ursächlich mit der veränderten Hydrographie erklären (fehlende Nordseewassereinströme und Stagnation seit 1976). Daraus läßt sich ableiten, daß von "Gegenmaßnahmen" wie z.B. Reduzierung der Einträge eutrophierender Substanzen keine nennenswerte positive Auswirkung auf die prekäre Situation in den Becken der Ostsee erwartet werden kann.

Die küstennahen Bereiche zeigten jedoch ein sehr uneinheitliches Bild. Trends waren insignifikant oder widersprüchlich, Korrelationen mit gemessenen oder berechneten anthropogenen Einträgen nicht aufzeigbar.

Demgegenüber stehen, besonders in der westlichen Ostsee, deutliche häufigere Beobachtungen von Umweltstörungen wie z.B. Massenalgenblüten teilweise toxischer Algen, Fischsterben, extreme Sauerstoffdefizite und Auftreten von Schwefelwasserstoff und damit verbunden die Zerstörung von benthischer Flora und Fauna. Ein Teil der Vielzahl von "Negativmeldungen" mag auf intensivere und sensiblere Beobachtung im Vergleich zu früheren Zeiten zurückzuführen sein, aber es scheint ein Trend in dieser Richtung zu bestehen.

Einträge und Prozesse in Küstenbereichen sind offensichtlich derartig dynamisch, lokal unterschiedlich und auch intensiv, daß ein Beobachtungskonzept, das für die offene See angemessen ist, hier keine ausreichenden Informationen mehr liefert. Daher wurde für das Biologische Monitoring am IfM-Kiel ein Programm entwickelt, das unter Ausnutzung der hohen Beprobungsfrequenz und bis in die 50er Jahre zurückreichenden Zeitreihenmessungen auf der Station Boknis Eck in der Kieler Bucht exemplarisch die Prozesse in Küstennähe untersuchen sollte.

## **Untersuchungsgebiet und Datenmaterial**

Meßstationen in der Ostsee, für die lange Zeitreihen oder wiederholte begrenzte Zeitreihen von Messungen bis in die 50er Jahre zurück vorliegen, sind sehr selten. Darüberhinaus müssen auch noch die verwendeten Meßmethoden über den gesamten Zeitraum gleich oder vergleichbar sein und die Ergebnisse müssen auf ein größeres Seegebiet übertragbar, also repräsentativ sein.

Die Station Boknis Eck am Eingang der Eckernförder Bucht erfüllt alle diese Bedingungen. Sie

wird als quasi "Hausgarten" des Instituts für Meereskunde in Kiel seit 1957 mit Unterbrechungen in zeitlich dichten Zeitreihenmessungen beprobt (monatlich oder enger). Ihre Einbindung in Stationsnetze von Projekten und Forschungsvorhaben sowie Monitoringprogramme erlaubt die Übertragung von Meßergebnissen auf einen größeren Bereich der südwestlichen Beltsee als Ein- und Ausstromgebiet der Ostsee und damit auch auf grundlegende Entwicklungen in der Ostsee selbst.

Aus diesem Grund wurde diese Station in das Biologische Monitoring als wichtige Vergleichsstation mit einbezogen.

Die Zeitreihen auf der Station Boknis Eck beginnen 1957 (Krey et al. 1978). Mit Unterbrechungen reicht dieser Datensatz bis 1975. Danach stehen bis in die 80er Jahren Daten aus Arbeiten des Sonderforschungsbereichs 95 (z.B. Smetacek et al. 1984) zur Verfügung in denen auch viele Randbedingungen wie Redox- und Grenzflächenprozesse untersucht wurden. Seit 1985 wird die Station im Rahmen des Biologischen Monitoring etwa monatlich und zeitweilig sogar wöchentlich beprobt.

Aus diesen Daten wurden für diese Arbeit die klassischen hydrographischen (S,T), die hydrochemischen (anorg.Nährstoffe, pH, O<sub>2</sub>, Alkalinität) und die produktionsbiologischen Parameter (Phytoplankton- Primärproduktivität, Chlorophyll-a, Biomasse, Lichttiefe) verwendet.

Die angewendeten Meßverfahren entsprechen weitgehend den Verfahren, die in den Richtlinien für das Ostseemonitoring der HELCOM (BMP) angegeben sind. Daten aus früheren Untersuchungen wurden über Methodenvergleiche oder statistische Verfahren mit den Ergebnissen der heutigen Methoden korreliert und vergleichbar gemacht.

### **Variabilitäten und Trends hydrochemischer und biologischer Parameter**

Der Beobachtungswert eines pelagischen Parameters an einem Ort wird neben dem advektiven Austausch des Wasserkörpers von einer Reihe von Prozessen bestimmt (Tab.1). Bei den hier betrachteten chemisch/biologischen Parametern dürfte die größte Variabilität aus der Einbindung in saisonale biologisch/chemische Prozesse verursacht werden. Im Verlauf eines Jahres treten z.B. bei

den Nährstoffen, Sauerstoff, Primärproduktivität und einigen anderen Parametern Werte zwischen Minimumwerten (häufig Null) bis zu kurzzeitigen Spitzenwerten weit über den mittleren Maxima auf.

Von Prozessen mit Skalen unterhalb eines Jahres ist meist nur noch der Tagesgang erfaßbar, der üblicherweise weniger als 10% bezogen auf die Jahresgangsamplitude ausmacht.

**Tabelle 1:** Zeitskalen und Amplituden von Variabilitäten hydrochemischer und biologischer Parameter (ohne physikalische Prozesse). Die Jahresgang-Amplitude wird als 100% Bezugsgröße eingesetzt.

<b>Prozeß</b>	<b>Periode</b>	<b>relative max. Amplitude</b>
Tagesgang	1 d	10
<b>Jahresgang</b>	<b>1 a</b>	<b>100</b>
Jahr zu Jahr Schwankungen	2 a	50
mittelfristig Klima und Hydrographie	5-10 a	10
langfristig Klima und Hydrographie	>10 a	20
geologisch	$10^2$ - $10^4$	?
anthropogen	?	>100

Die Schwankungen von Jahr zu Jahr liegen nur in seltenen Fällen bei etwa 50% und sind oft eine direkte oder indirekte Folge klimatischer Schwankungen. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß klimatische Schwankungen in mehrfacher Weise wirksam werden und dadurch gelegentlich extreme Auswirkungen haben können. Am deutlichsten wird dies bei dem Parameter Nitrat. Eine

Erhöhung der Niederschlagsmenge erhöht die Auswaschung von Nitrat aus dem Boden und der Atmosphäre und damit die Konzentration im Abflußwasser. Gleichzeitig erhöht sich die Abflußmenge, so daß im Endergebnis der Nitratreintrag ins Meer exponentiell ansteigen kann. Zusätzlich beeinflussen Niederschläge die Oberflächenschichtung des Meeres und können dadurch die N-verbrauchenden biologischen Prozesse stark steuern.

Am Beispiel des Nitrats (Abb.1) lassen sich die Relationen zwischen saisonalen und Jahr-zu-Jahr Schwankungen gut ablesen. Man sieht deutlich einzelne extreme Ereignisse, die statistische Auswertungen bei den meist geringen Probezahlen überproportional beeinflussen.

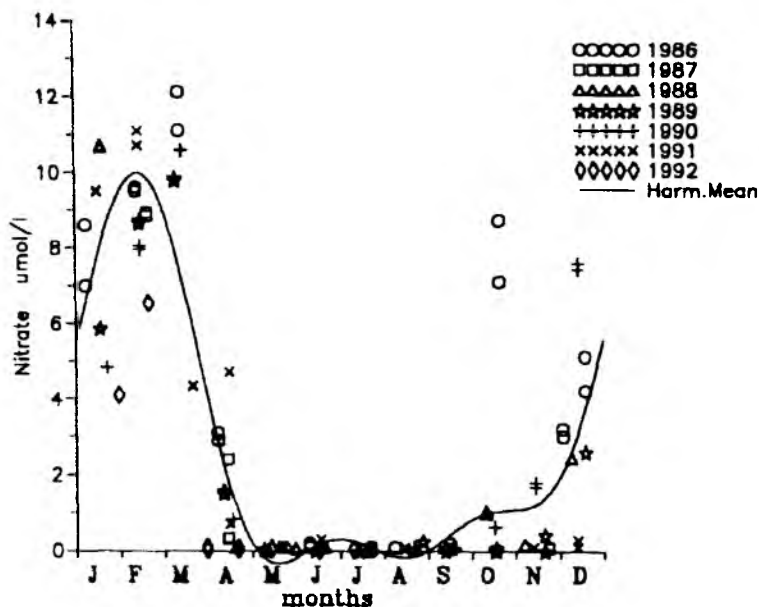


Abb. 1 : Einzelmeßwerte und mittlerer Jahresgang des Nitrats in der Oberfläche auf Station Boknis Eck 1986-1992

Mittel- und langfristige klimatische und hydrographische Veränderungen sind in der Regel geringer als die Schwankungen von Jahr zu Jahr. Aus meteorologischen Langzeitbeobachtungen lassen sich einige ausgeprägte Perioden im Bereich bis zu 10 Jahren und darüber aufzeigen.

Variabilitäten aus geologischen Zeiträumen (Jahrhunderte bis Jahrtausende) sind nur in Einzelfällen aus Sedimentuntersuchungen etc. nachzuvollziehen. Ihre Amplituden sind weitgehend

unbekannt. Sie können bei Betrachtungen von akuten ökologischen Problemen jedoch außeracht gelassen werden.

Sobald der Versuch gemacht wird, langzeitliche Periodizitäten oder Trends zu ermitteln, ist natürlich unbedingt erforderlich, sich bewußt zu machen, für welche Zeiträume von der Gegenwart zur Vergangenheit überhaupt verwendbare Daten vorliegen.

Meteorologische Daten sowie einige hydrographische Parameter wie Wasserstände (als Grundlage für Strömungsermittlungen), Salzgehalt und Temperatur reichen bis ins vergangene Jahrhundert zurück. Für diese Parameter lassen sich also periodische Veränderungen mit Skalen von Jahrzehnten und Langzeittrends bis zu etwa 100 Jahren errechnen.

Hydrochemische Meßwerte sind durchwegs erst seit etwa 60 Jahren oder weniger verwendbar und erst ab etwa 1950 für wenige Seegebiete (Stationen) ausreichend dicht, um wenigstens gelegentlich einen vollen Jahresgang zu erfassen.

Die biologischen Parameter wie Primärproduktion, Chlorophyll-a, partikulärer Kohlenstoff etc. sind noch wesentlich weiter eingeschränkt. Dies liegt zum einen daran, daß sie als Summeneigenschaften aktiver lebender Partikel außerordentlich inhomogen im Wasser verteilt sind (Dybern und Hansen 1989), was sich in großen Schwankungen bei Parallelproben - im Vergleich mit chemischen oder gar physikalischen Parametern - ausdrückt. Zum anderen sind die Bestimmungsmethoden bis heute viel stärker verändert worden, so daß ältere Meßdaten (>20 Jahre) nur noch bedingt verwendbar sind. Unterschiedliche Methoden liefern vielfach stark abweichende Ergebnisse (z.B. die Bestimmung der Biomasse über Phytoplankton-Kohlenstoff aus Arten- und Individuenbestimmung mit nachfolgender Berechnung über Volumenfaktoren im Vergleich mit der Elementaranalyse von filtrierten Proben).

Ein weiteres Problem der biologischen Parameter ist, daß sie vielfach nicht direkt meßbar sind, wie z.B. die Phytoplanktonproduktion, sondern aus meßbaren Größen (potentielle Produktion) unter Verwendung von Hilfsparametern und teilweise grob quantifizierten Annahmen errechnet werden.

Wir müssen also feststellen, daß nur für die Meteorologie und die Hydrographie unser Blick zurück in die Zeit vor Beginn der anthropogenen Einflußnahme auf die Ostsee reicht, für die chemischen und biologischen Parameter jedoch gerade bis in die 50er Jahre. Dieser Zeitpunkt wird zwar allgemein als Beginn der ernsthaften anthropogenen Belastungen der Ostsee angenommen, doch ist dies nur schwer durch Messungen belegbar.



Eine weitere Konsequenz ist, daß Messungen der Nährstoffkonzentrationen im Wasser, aus denen Rückschlüsse auf die Einträge gezogen werden sollen (Monitoring), zu Zeiten erfolgen müssen, in denen (noch) keine oder nur geringe biologisch/chemische Prozesse ablaufen. Dementsprechend sind Langzeittrends bislang aus den Winterkonzentrationen (Dezember bis Februar) der Nährstoffe im Oberflächenwasser ermittelt worden. Die Ergebnisse solcher Trendberechnungen sind in den Zustandsberichten für die Ostseemwelt der Helsinki-Kommission für alle Teilgebiete der Ostsee z.T. bis in die 50er Jahre zusammengestellt. Da in der Regel für eine Station bzw. ein Seegebiet nur 2 bis 4 Meßwerte je Jahr vorliegen, die auch noch mit den erwähnten großen Jahr-zu-Jahr Schwankungen behaftet sind, sind Trends für Zeiträume von weniger als 10 Jahren wenig aussagekräftig. Für den Zeitraum 1960 bis 1990 ergeben sich Trends (ausgedrückt als jährliche Akkumulationsraten) die einigermaßen statistisch abgesichert sind.

Die weitgehend übereinstimmende Entwicklung dieser Akkumulationsraten in allen Seegebieten der Ostsee kann als zusätzliche Bestätigung der schwach signifikanten Einzeltrends gesehen werden.

Für den gesamten Zeitraum ab etwa 1960 zeigen Phosphat und Nitrat (Nitrat+Nitrit+Ammonium) Anstiege von etwa 3 bzw. 5 % a-1, während Silikat um etwa 1-2 % a-1 abnimmt. Übereinstimmend wird der Hauptteil der Trends durch ausgeprägte Änderungen zwischen 1968 und 1979 verursacht. Es lassen sich vereinfacht drei unterschiedliche Dekaden differenzieren:

#### **vor 1970**

Keine oder schwache Trends auf niedrigem Niveau.

#### **1970-1980**

Starke Anstiege von P und N auf das 2- bis 3-fache,  
starke Abnahme von Silikat um etwa 30%.

#### **ab 1980**

Schwache positive bis negative Trends bei P und N auf deutlich erhöhtem Niveau  
leicht negative Trends im Silikat bei etwa 50% der Konzentration vor 1970.

Die Ergebnisse , die im 2<sup>nd</sup> Per.Assessment der HELCOM (Nehring et al 1990) dargestellt werden, zeigen ebenfalls deutlich, daß sich das Übergangsgebiet vom Skagerak bis in die Beltsee anders verhält, als die übrige Ostsee. In diesem Gebiet setzen sich die Trends der 70er Jahre abgeschwächt noch in die 80er fort, während sich in den anderen Seegebieten die Trends abschwächen, verschwinden oder sogar leicht gegenläufig werden.

### **Jahresgänge der betrachteten Meßgrößen am Beispiel der Station Boknis-Eck**

Für die Ermittlung von Jahresgängen ozeanographischer Parameter aus mehrjährigen Meßreihen stehen eine Reihe von Verfahren zur Verfügung. Im einfachsten Fall lassen sich die gemittelten Meßwerte für Abschnitte des Jahresganges durch polynome Kurvenzüge annähern (Hansen, 1992a).

Da es sich bei der Ermittlung von mittleren Jahresgängen definitionsgemäß um die Berechnung einer periodischen Schwingung handelt sind - eine ausreichende Zahl von Beobachtungen vorausgesetzt - die Harmonische Analyse einer gemittelten Kurve oder die Koeffizientenbestimmung einer Fourier-Reihe mit der Gaußschen Ausgleichung geeignete Verfahren (Matthäus 1971, Matthäus et al 1974, Franck und Matthäus 1974).

Liegen äquidistante Meßwerte vor, oder lassen sich die Meßreihen interpolativ in äquidistante Reihen überführen, werden bei der Harmonischen Analyse die Fourier-Koeffizienten der Fourier-Reihe

$$y = a_0 + \sum_{n=1}^k (a_n \cos n t + b_n \sin n t)$$

mit endlich vielen Gliedern durch die Beziehungen

$$a_0 = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m Y_i$$

$$a_n = \frac{2}{m} \sum_{i=1}^m Y_i \cos(i-1) \frac{2\pi n}{m}$$

$$b_n = \frac{2}{m} \sum_{i=1}^m Y_i \sin(i-1) \frac{2\pi n}{m}$$

bestimmt.

Mit  $A_k = \sqrt{(a_k^2 + b_k^2)}$

und  $\alpha_k = \arctan \frac{b_k}{a_k}$

lassen sich die Amplituden  $A_k$  der jährlichen, halbjährlichen, dritteljährlichen usw. harmonischen Welle und die Phasenkonstanten  $\alpha_k$  ermitteln ( $A_0$ =Jahresmittel).

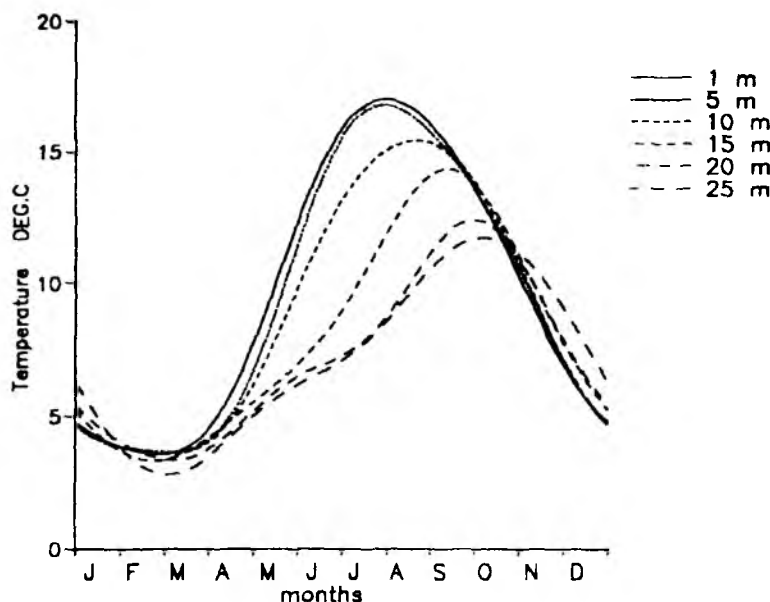
Je nach der vorliegenden Datendichte sowie den zu untersuchenden Zeitskalen wird die Reihenentwicklung bei verschiedenen  $k$  abgebrochen.

Die hier vorgestellten mittleren Jahresgänge wurden aus den Monitoringdaten auf der Basis von 14-Tage-Mitteln der Jahre 1986 bis 1991 als FOURIER-Reihe mit  $k=3$  ermittelt. Aus den Datensätzen von Krey et al. (1978) und Babenerd (1980) wurden für Salzgehalt, Sauerstoff und Phosphat für die Periode 1957 -1975 entsprechende Jahresgänge erarbeitet. Die Jahresgänge aus der Harmonischen Analyse sind leicht unterschiedlich, wenn statt der 14-Tage-Mittel die Mediane eingesetzt werden. Grundsätzlich wären die Mediane vorzuziehen, weil sich damit eine geringerer Einfluß einzelner außergewöhnlicher Jahre ergibt. Da jedoch die "historischen" Daten teilweise bereits als Mittel vorlagen, wurde auch bei der Auswertung der Monitoring Daten der Mittelwert eingesetzt.

Gelegentlich zeigen die Jahresgänge, die mit der Harmonischen Analyse gewonnen wurden, ein "Durchschwingen" auf negative Werte. Dies ist immer dann unvermeidbar, wenn - wie z.B. beim Einsetzen der Frühlingsblüte - extrem sprunghafte Veränderungen eintreten. Diese können

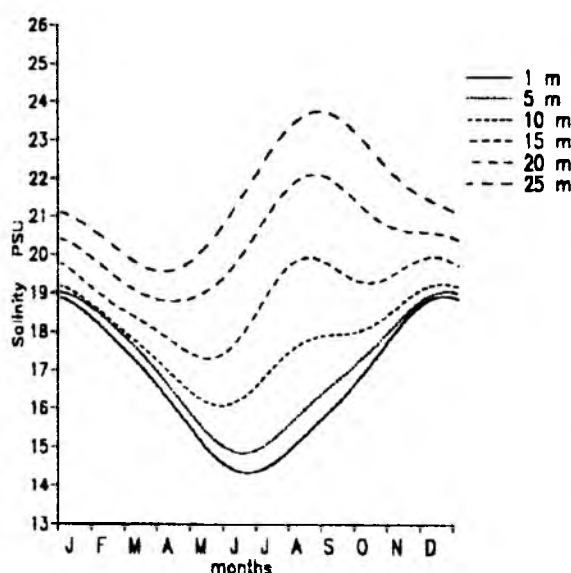
naturgemäß mit einer trigonometrischen Reihe mit wenigen Gliedern nicht angenähert werden. In diesen "kritischen" Bereichen können die mittleren Jahresgänge nur allgemeine Tendenzen wiedergeben und müssen durch zeitlich engmaschige Untersuchungen ergänzt werden.

Der mittlere Jahresgang der Temperatur 1986-91 (Abb.2) zeigt bis auf geringe Abweichungen die ostseetypische Form. Gegenüber der zentralen Ostsee (Matthäus 1971) läßt sich eine durch die Küstennähe bedingte schnellere Frühjahrserwärmung der Oberfläche erkennen. Auffällig - und auch deutlich unterschiedlich zu früheren Perioden - sind die mit fast 4 °C sehr hohen Winterwerte. Dies ist eine Konsequenz der seit 1986 ununterbrochenen Folge sehr milder Winter. Die Abweichung des Temperaturganges auf 25 m Wassertiefe bis unter die Minima der oberen Schichten zeigt den Einfluß einströmenden Kattegatwassers. In den Sommermonaten führt die thermische (auch haline) Horizontalschichtung zu einer Entkoppelung der Temperaturgänge oberhalb und unterhalb etwa 15 m Tiefe ganz entsprechend der zentralen Ostsee.

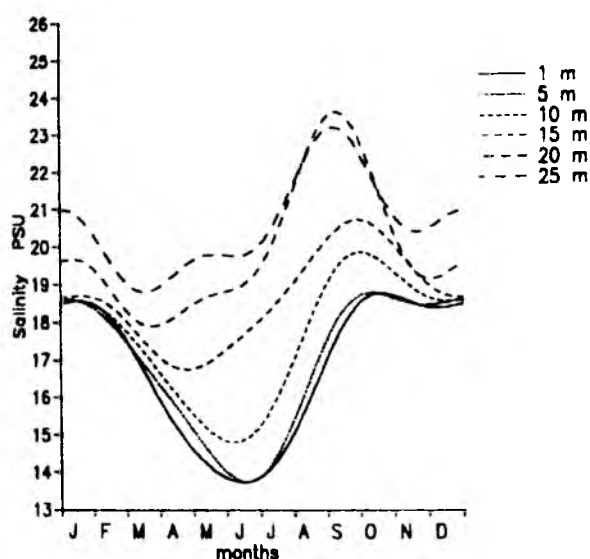


**Abb. 2:** Mittlerer Jahresgang der Temperatur auf Station Boknis Eck von 1986-91

Die Salzgehalte (Abb.3 und 4) zeigen den für die Kieler Bucht typischen Verlauf der winterlichen Durchmischung bis fast zur Homogenität mit nachfolgendem Aufbau der Schichtung. Auch hier läßt sich die Trennung in unterschiedliche Verläufe oberhalb und unterhalb etwa 15-20 m erkennen. Wichtige Hinweise auf mögliche hydrographische Ursachen für Veränderungen in den letzten Jahrzehnten deuten sich im Vergleich der Salzjahresgänge der beiden Perioden 1957-75 und 1986-91 an. Der Jahresgang 86-91 zeigt eine deutlich ausgeprägtere Einstromdynamik im Bereich August-Oktober. Die Salzgehalte in den bodennahen Schichten werden kurzfristig auf  $>24$  angehoben.



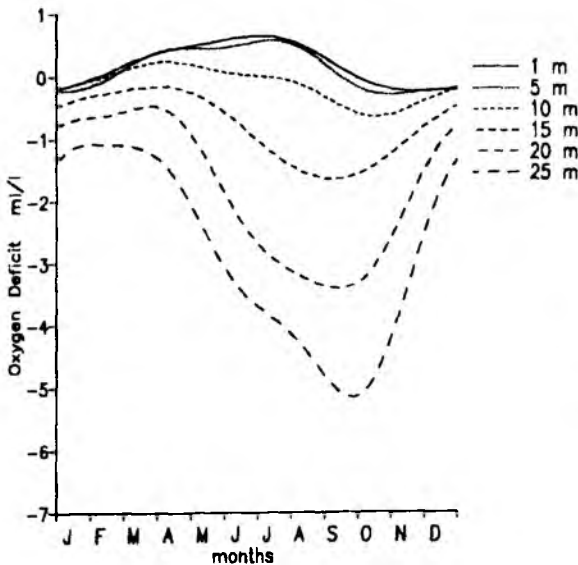
**Abb. 3:** Mittlerer Jahresgang des Salzgehalts auf Station Boknis Eck von 1957-75.



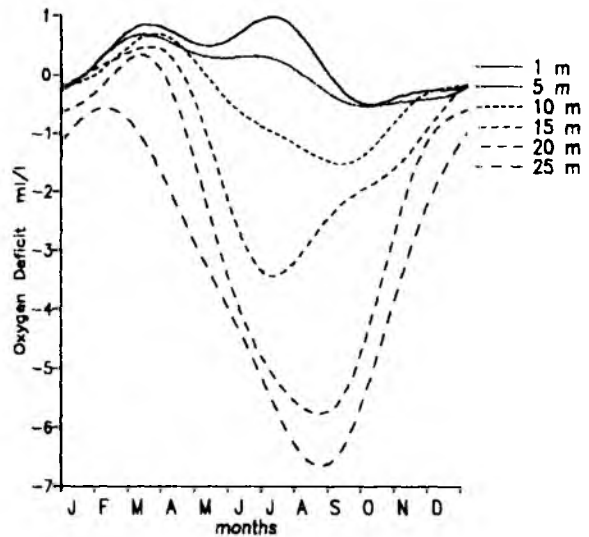
**Abb. 4:** Mittlerer Jahresgang des Salzgehalts auf Station Boknis Eck von 1986-91.

Dieselbe stärkere Dynamik findet sich auch in den Sauerstoffdefiziten der Periode 86-91 gegenüber 57-75 (Abb.5 und 6). Das herbstliche Sauerstoffminimum wird zeitlich auf Ende August/ Anfang September verlagert und erreicht mit Werten um  $-7 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$  vollständige Zehrung und damit zunehmende  $\text{H}_2\text{S}$ -Wahrscheinlichkeit, während im Zeitraum 1957-75 im Mittel immer noch Sauerstoffrestwerte von  $1-2 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$  erhalten bleiben.

Diese erhöhte Dynamik in den Jahresgängen der 80er gegenüber den 60er Jahren ist ein durchgängiges Phänomen in fast allen untersuchten Parametern. Es muß hier darauf hingewiesen werden, daß dies kein Effekt der längeren Mittelungsperiode für den ersten Zeitraum (1957-75) ist. Auch einzeln untersuchte Jahresgänge zeigen diesen Unterschied deutlich.



**Abb. 5:** Mittlerer Jahresgang des Sauerstoffdefizits auf Station Boknis Eck von 1957-75.



**Abb. 6:** Mittlerer Jahresgang des Sauerstoffdefizits auf Station Boknis Eck von 1986-91.

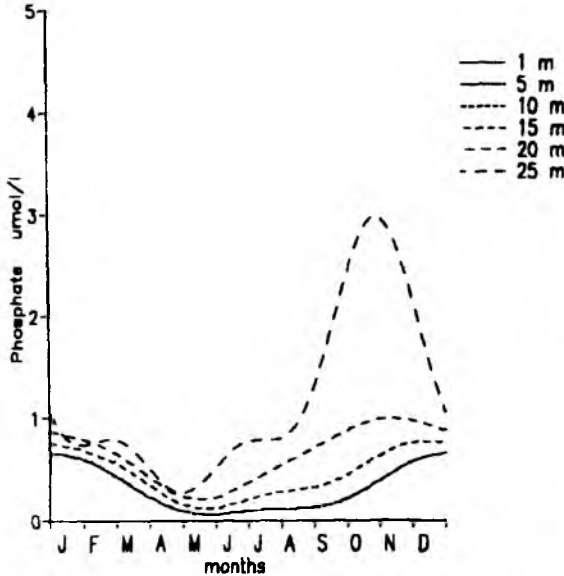
Für Phosphat kann aus den "historischen" Daten noch ein mittlerer Jahresgang gewonnen werden, der sich mit der 1986-91 Periode vergleichen läßt. Leider sind die Meßwerte für Nitrat und Silikat (Abb. 9 und 10) nicht ausreichend, um entsprechende Jahresgänge zu ermitteln. Für einen Vergleich der beiden Zeiträume ist man daher auf allgemeine Aussagen oder Einzelergebnisse aus der Zeit vor 1980 angewiesen, wie sie sich u.a. bei Smetacek et al (1984) finden.

Ähnliches gilt für die mittleren Jahresbudgets (Abb. 11 bis 17), die auf der Basis der Messungen auf Station Boknis Eck für die gesamte Kieler Bucht (Definition s. Babenerd 1980) errechnet wurden.

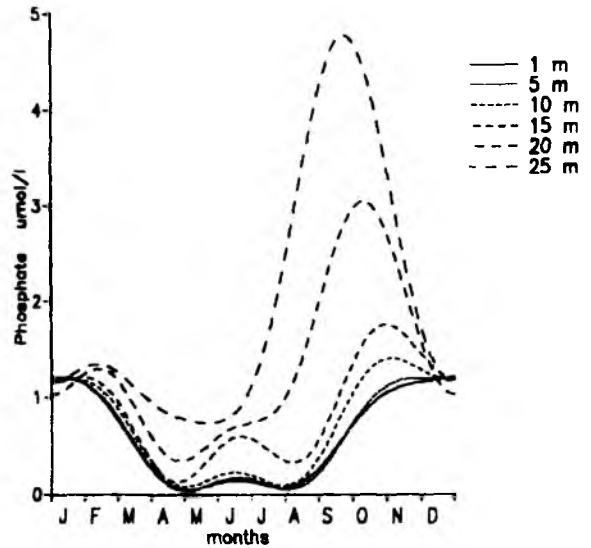
Diese Jahresbudgets lassen sich mit den Eintragsdaten des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten (LAWAKÜ 1988) in Beziehung setzen. Im LAWAKÜ-Bericht finden sich auch spezifische Niederschlags- und Abflußmengen für den Bereich der Kieler Bucht.

Natürlich können - wie schon erwähnt - die mittleren Jahresgänge nur Hinweise auf grundsätzliche Vorgänge liefern. Als ein Beispiel, wie einzelne spezielle Zeitabschnitte innerhalb des Jahresganges

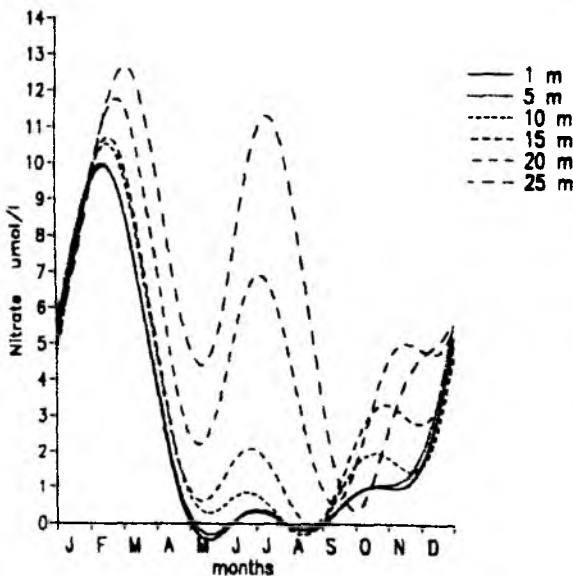
ablaufen und wieweit der mittlere Jahresgang eine zutreffende Vorhersage für diese Prozesse darstellt, sind in Abb. 19 bis 32 die Messungen der Frühlingsblüte im Jahr 1992 auf der Station Boknis Eck dargestellt.



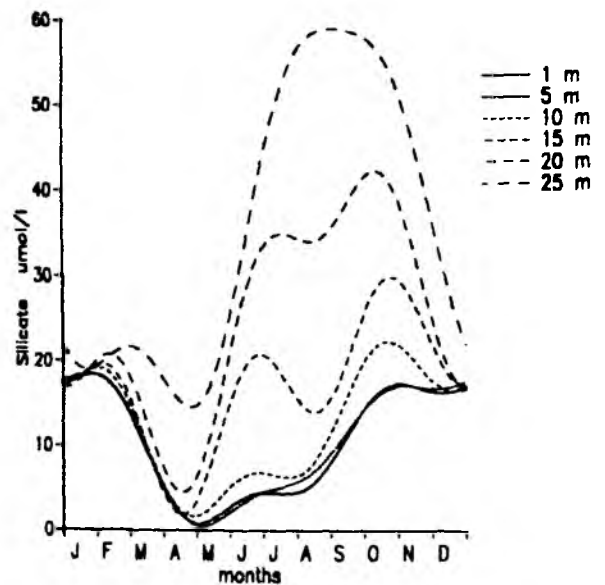
**Abb. 7:** Mittlerer Jahresgang des Phosphat auf Station Boknis Eck von 1957-75.



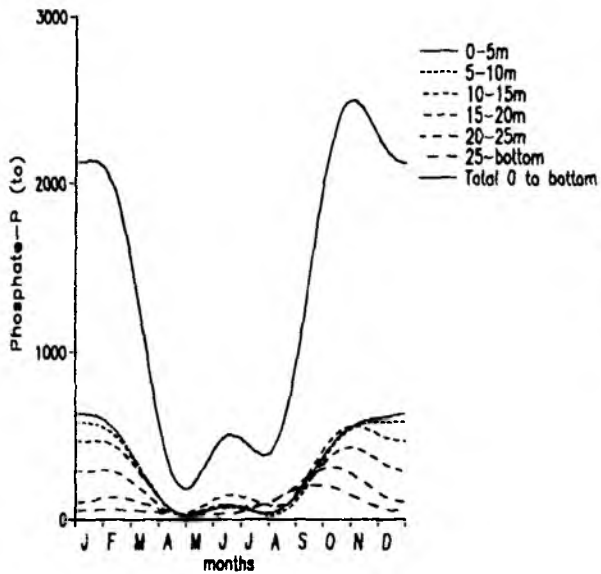
**Abb. 8:** Mittlerer Jahresgang des Phosphat auf Station Boknis Eck von 1986-91.



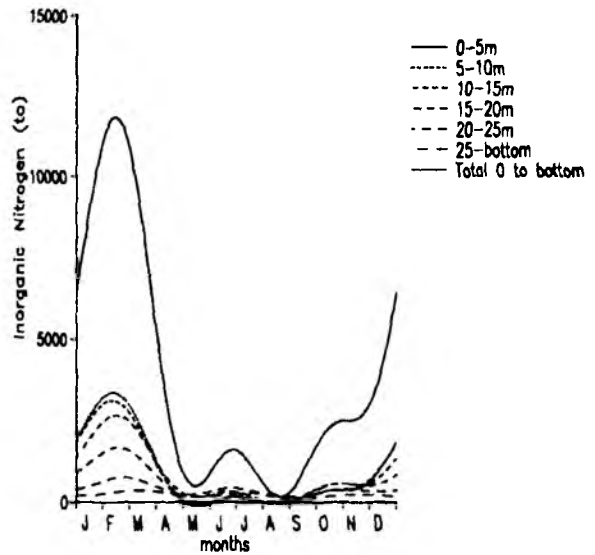
**Abb. 9:** Mittlerer Jahresgang des Nitrat auf Station Boknis Eck von 1986-91



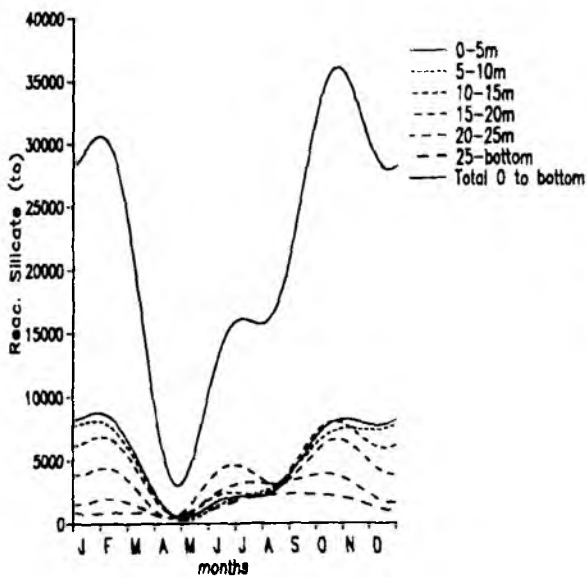
**Abb. 10:** Mittlerer Jahresgang des Silikat auf Station Boknis Eck von 1986-91.



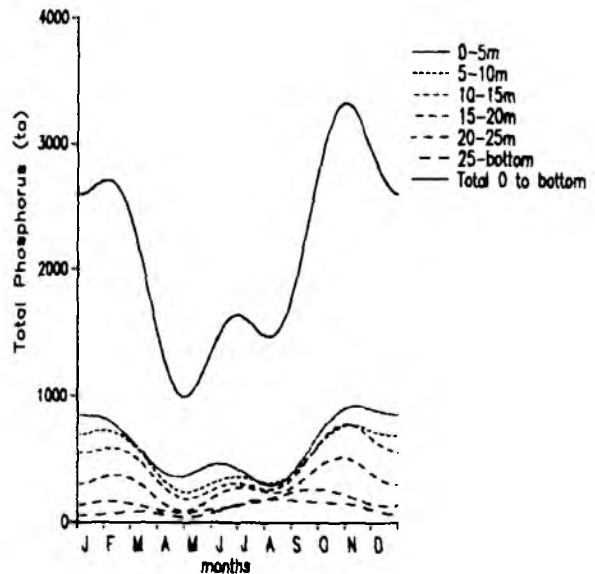
**Abb. 11:** Jahresbudget von Phosphat-P in der Kieler Bucht.



**Abb. 12:** Jahresbudget von anorg.-N in der Kieler Bucht.

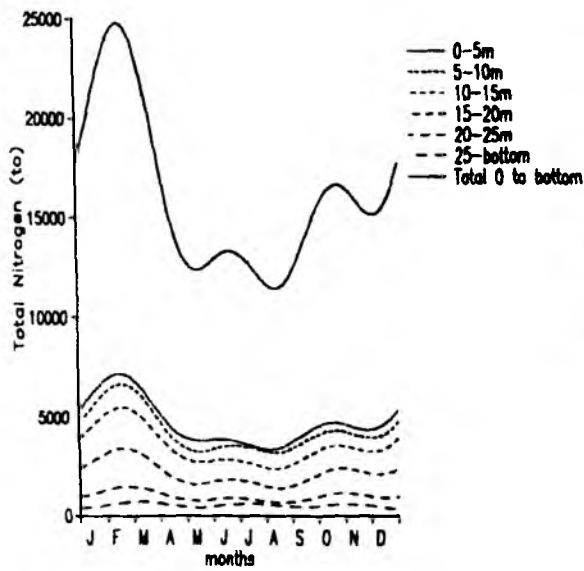


**Abb. 13:** Jahresbudget von Silikat-Si in der Kieler Bucht.

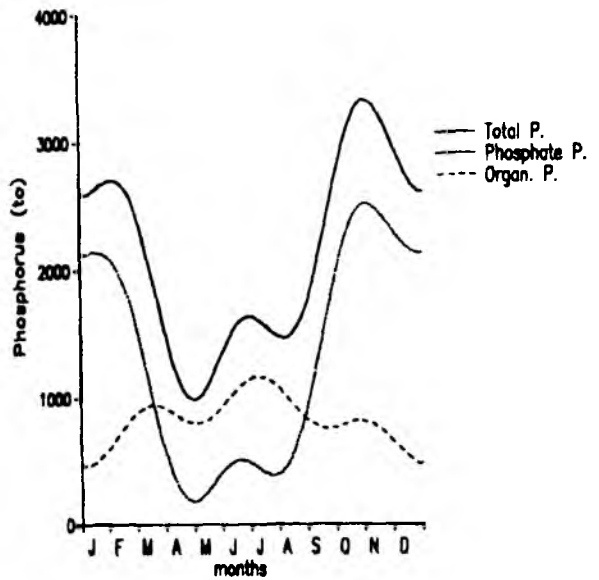


**Abb. 14:** Jahresbudget von Gesamt-P in der Kieler Bucht.

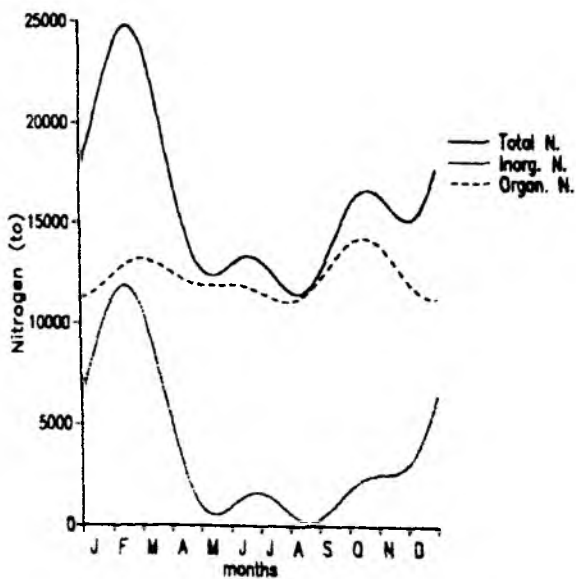




**Abb. 15:** Jahresbudget von Gesamt-N in der Kieler Bucht.



**Abb. 16:** Jahresbudget von anorg./org.-P in der Kieler Bucht



**Abb. 17:** Jahresbudget von anorg./org.-N in der Kieler Bucht

## **Diskussion der Ergebnisse**

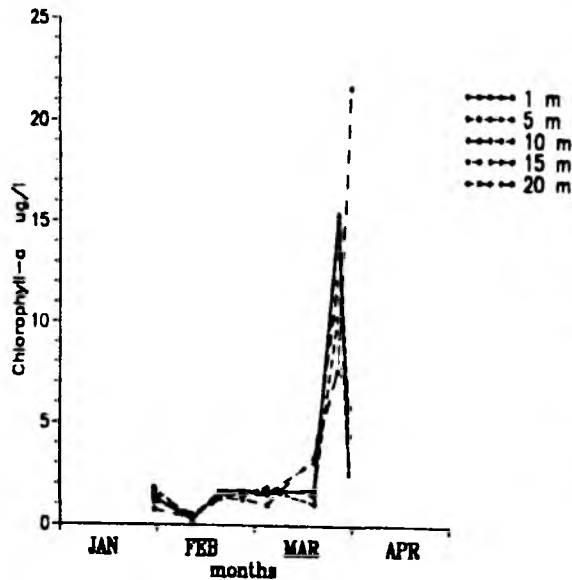
Vor allen Interpretationen der Ergebnisse im Hinblick auf Prozesse, Veränderungen, Trends usw. liefern die dargestellten Jahresgänge die klare Aussage, daß die übliche Monitoring-Strategie, z.B. die jährlich etwa 4 bis 6-malige Beprobung einer Station, in der Kieler Bucht vollständig versagen muß. Selbst die monatliche Beprobung wie im Biologischen Monitoring liefert kaum Aussagen über ein einzelnes Jahr, da wegen der hohen saisonalen Dynamik jeder einzelne Meßwert eine sehr hohe Streubreite aufweist. Ein möglicher - wenn nicht der einzige - Ausweg ist der Einsatz von Dauermeßstellen.

Eine zusätzliche Hilfe könnte sich aus der Modellierung der Jahresgänge ergeben, wobei hydrographische und meteorologische Parameter mit bekannten Eintragsfaktoren von Flüssen als Steuergrößen verwendet werden können. Es ließen sich dann wenige Messungen zu kompletten Jahresgängen verbinden. Die Grundlagenuntersuchungen hierzu werden in diesem Projekt durchgeführt, sind jedoch noch nicht abgeschlossen.

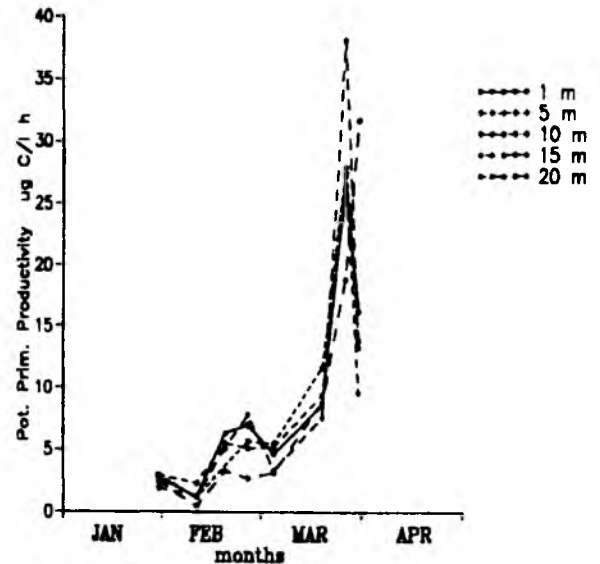
Sieht man einmal von der Phase der völligen Stickstoffzehrung nach der Frühjahrsbüte ab, in der die anorganischen Stickstoffkomponenten in der euphotischen Schicht faktisch auf Null gesunken sind und Phosphat seinen sommerlichen Minimumwert von etwa  $0.1 \mu\text{mol}/\text{dm}^{-3}$  erreicht hat (Mai - August), dann findet sich praktisch zu keiner Zeit eine längerfristig stabile Nährstoffsituation. Dies wäre jedoch die Voraussetzung für die Ermittlung von Langzeittrends oder längerfristigen Veränderungen im System. Auf den ersten Blick scheint die winterliche Phosphatkonzentration in der Oberfläche noch nahezu konstant zu sein. Zwischen November und Januar ändern sich die Konzentrationen im mittleren Jahresgang nur geringfügig. Genauere Untersuchungen (Abb.25) zeigen jedoch, daß ein individueller Jahresgang in diesem Zeitraum noch ein Maximum im Dezember/Januar ausbildet, dessen Zeitpunkt starke Unterschiede von Jahr zu Jahr aufweist, das aber bei Mittelung über mehrere Jahre verschwindet. Die leichte Abnahme des Phosphats in der Oberfläche, die teilweise bereits im Dezember beginnt, deutet auf Produktionsprozesse (Phytoplankton oder Bakterien) in einem Zeitraum hin, der üblicherweise als nicht produktiv eingestuft wird.

Bis in den November wird aus Remineralisierung in den bodennahen Schichten Phosphat in die

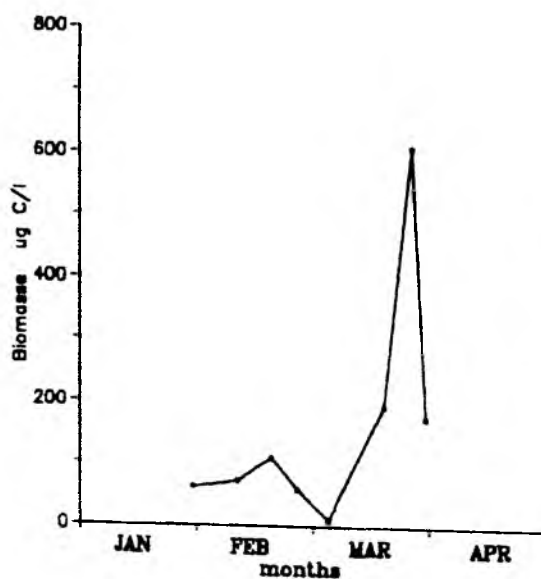
Oberfläche eingemischt (Abb.8). Insgesamt liegen die Phosphatkonzentrationen im Zeitraum 86-91 etwas höher als 1957-75 (Frühjahr, 10 m: 0.8 zu 1.2, Herbst, 25 m: 3.0 zu 4.2  $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ).



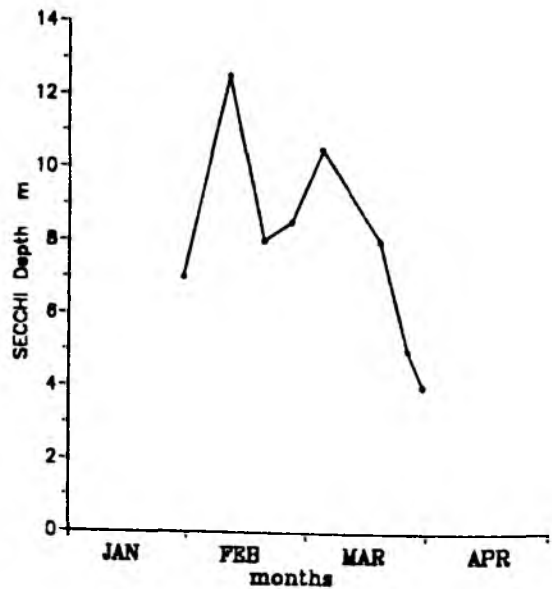
**Abb. 19:** Chlorophyll-a, Station Boknis Eck Frühjahr 1992.



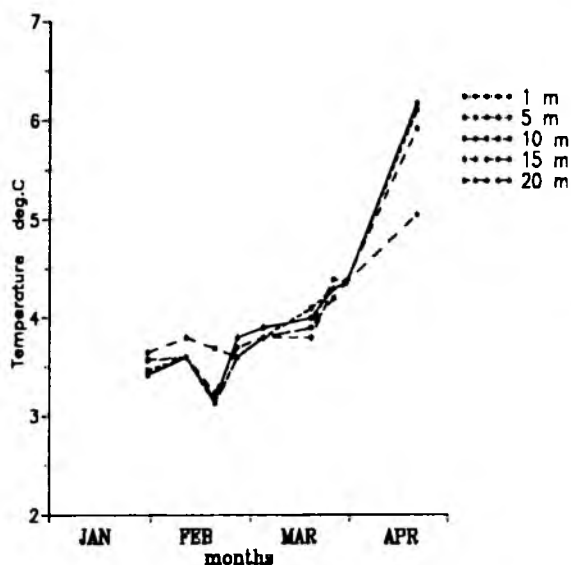
**Abb. 20:** potentielle Primärproduktion, Station Boknis Eck Frühjahr 1992.



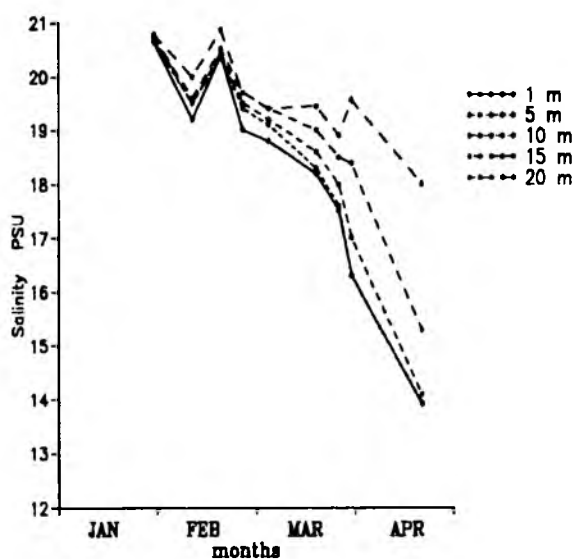
**Abb. 21:** Phytoplankton-Biomasse 1-10 m integr., Station Boknis Eck Frühjahr 1992.



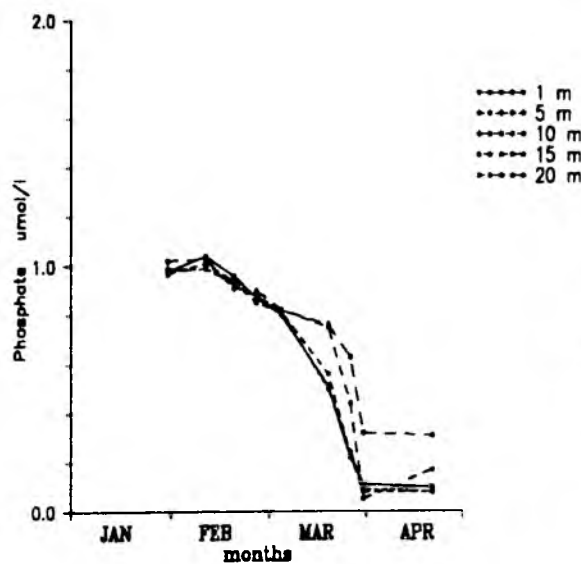
**Abb. 22:** SECCHI Tiefe, Station Boknis Eck Frühjahr 1992.



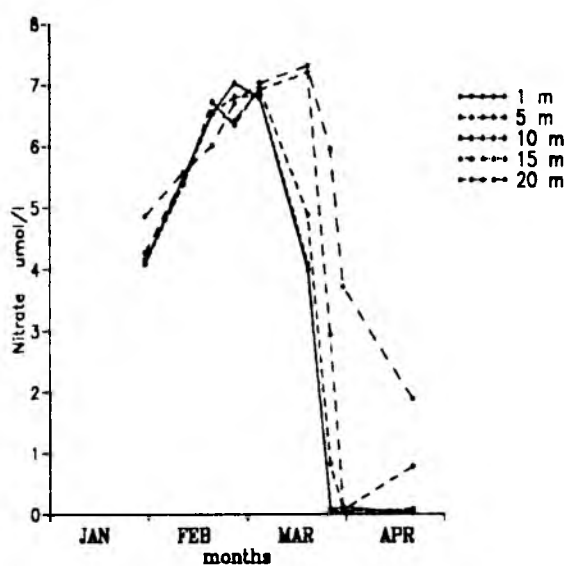
**Abb. 23:** Temperatur, Station Boknis Eck  
Frühjah 1992.



**Abb. 24:** Salzgehalt, Station Boknis Eck  
Frühjah 1992.



**Abb. 25:** Phosphat, Station Boknis Eck  
Frühjah 1992.



**Abb. 26:** Nitrat, Station Boknis Eck  
Frühjah 1992.

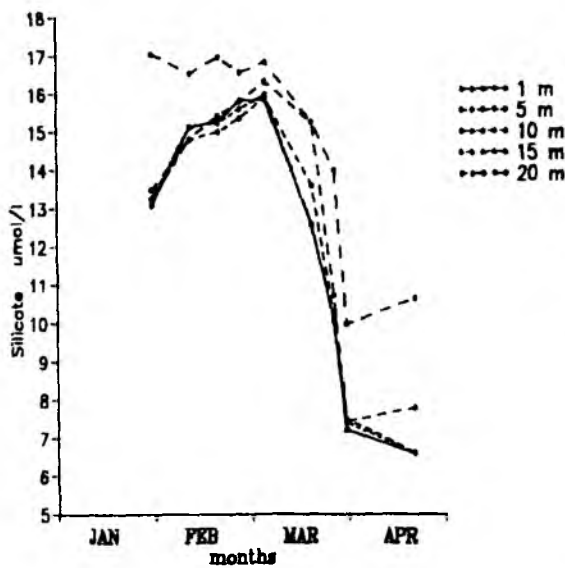


Abb. 27: Silikat, Station Boknis Eck  
Frühjahr 1992.

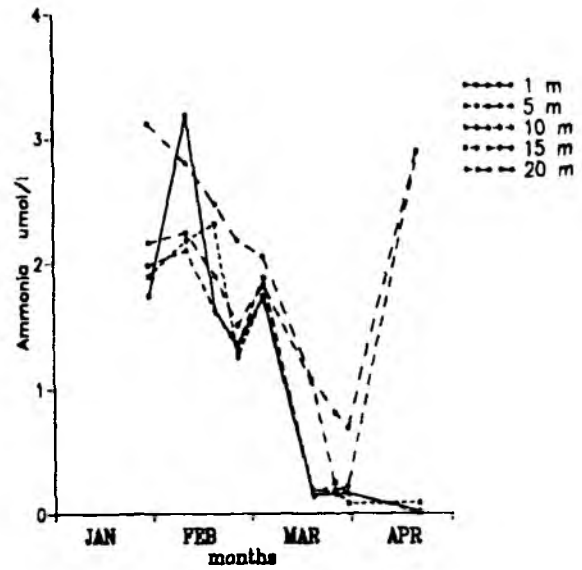


Abb. 28: Ammonium, Station Boknis Eck  
Frühjahr 1992.

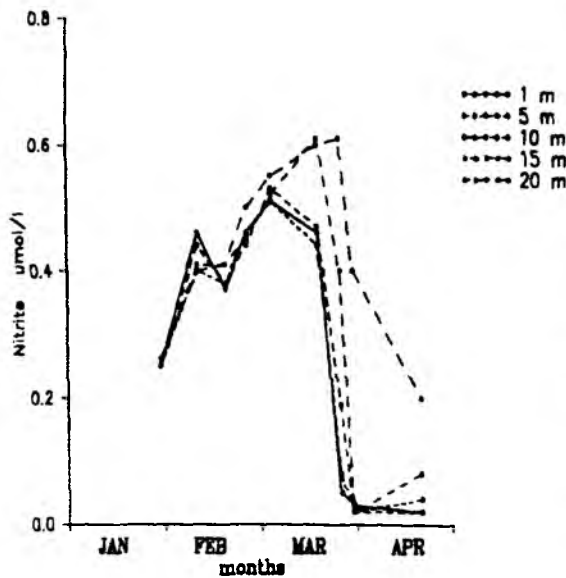


Abb. 29: Nitrit, Station Boknis Eck  
Frühjahr 1992.

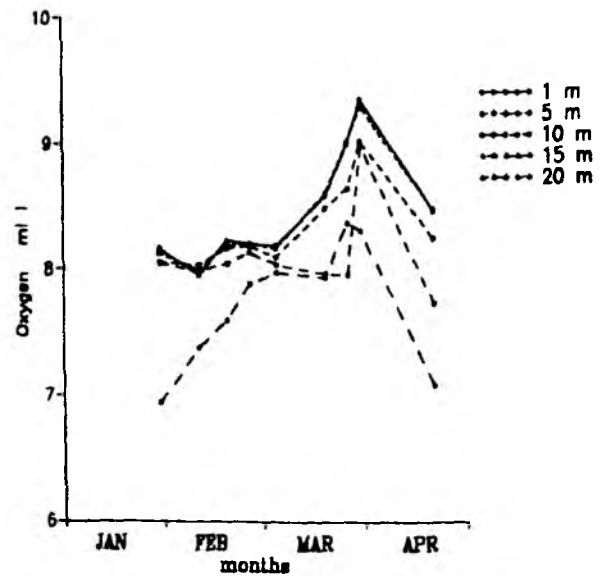
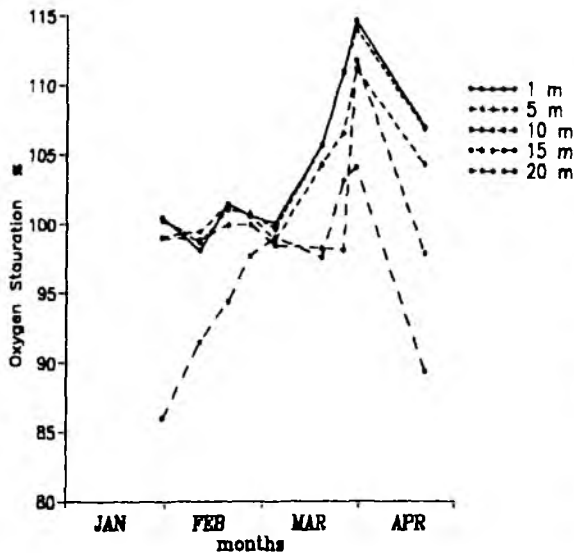


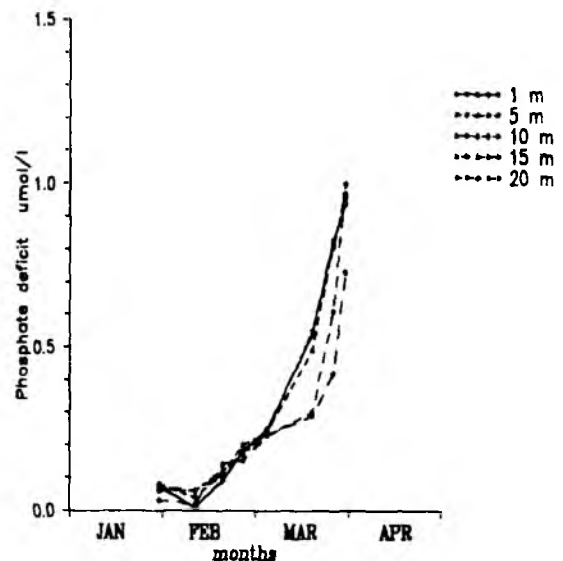
Abb. 30: Sauerstoff-Konzentration, Station  
Boknis Eck Frühjahr 1992.

In beiden Zeiträumen deckt sich das Phosphatmaximum der tieferen Schichten zeitlich mit dem Sauerstoffminimum, das jedoch heute bereits Ende August bis Anfang September und damit einen Monat früher auftritt als in den 60ern.

Die Stickstoffkomponenten, die im Wesentlichen durch Nitrat repräsentiert werden, verhalten sich jedoch grundlegend anders. Leider erlauben die "historischen" Daten keine Jahresgangberechnung entsprechend der hier durchgeführten, so daß nicht nachweisbar ist, ob sich die Verhältnisse heute



**Abb. 31:** Sauerstoff-Sättigung, Station Boknis Eck Frühjahr 1992.



**Abb. 32:** Phosphat "Defizit" gegenüber der mittleren Winterkonzentration, Station Boknis Eck Frühjahr 1992.

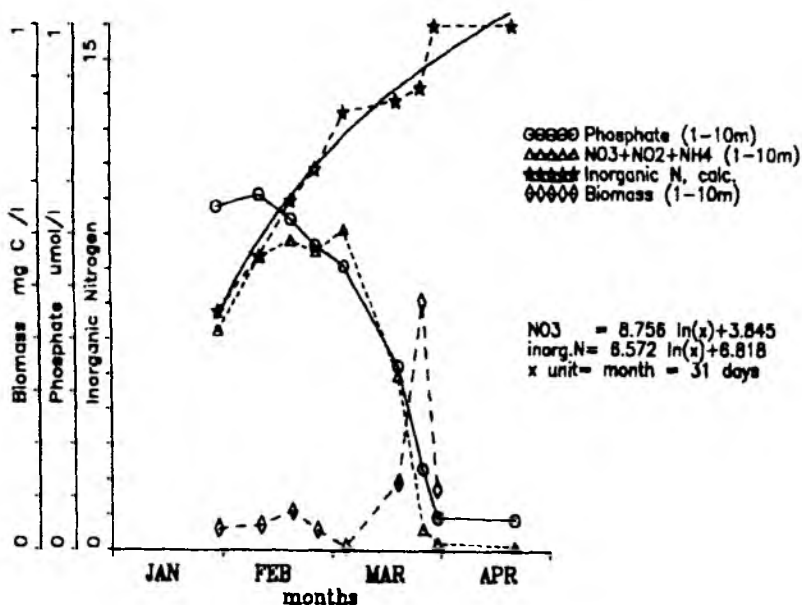
gegenüber den 60ern gewandelt haben oder, ob die oft zitierte "winterlich konstante Nitratkonzentration" ein nur unzureichend durch Messungen abgedeckter Analogieschluß zum Phosphat ist. Es war in der Literatur zum Thema Produktion und Eutrophierung bislang gängig, undifferenziert von "den Nährstoffen" zu sprechen. Dies ist zum Mindesten für die Kieler Bucht heute völlig unangemessen. Sowohl in den Quellen und Eintragswegen, als auch in ihrer Bedeutung in biologischen und chemischen Prozessen, ihrer saisonalen Dynamik und auch ihren Langzeittrends sind Phosphat und anorganischer Stickstoff außerordentlich unterschiedlich.

Die Aussage von Smetacek et al (1984) für die Kieler Bucht:

"Die Nährstoffverteilung folgt eng der Sauerstoffverteilung während der Wachstumsphase. Im Winter sind Phosphat und Nitrat bemerkenswert konstant ( $1.1 \pm 0.1 \mu\text{mol/l P}$  und  $12.1 \pm 0.6 \mu\text{mol/l N}$ ) und eine Jahr-zu-Jahr Schwankung wird nicht beobachtet. Dies sind anscheinend Gleichgewichtswerte, die Ende November erreicht und durch aerobe geochemische Steuerung an der Sediment/Wasser-Grenzfläche aufrecht erhalten werden."

ist heute nur noch in Bezug auf die angegebenen Konzentrationen näherungsweise zutreffend. Abb.1 zeigt deutlich, wie vollkommen anders der Verlauf des Nitrats heute ist, einschließlich der Schwankungen von Jahr zu Jahr.

Ein Bild der tatsächlichen Abläufe liefert die genaue Untersuchung der Nährstoffveränderungen während einer Frühjahrsblüte (Abb.33).



**Abb. 33:** Beobachtete Werte von Phosphat und anorganischem Stickstoff auf Station Boknis Eck 1992 sowie der berechnete Anstieg des anorg. Stickstoffs ohne den biologischen Verbrauch. Der Verlauf der Frühjahrsblüte wird durch die Phytoplankton-Biomasse (1-10 m int.) wiedergegeben.

Ab November steigen die Konzentrationen des anorganischen Stickstoffs (Nitrat+Nitrit+Ammonium) monatlich um etwa  $3 \mu\text{mol}/\text{dm}^{-3}$  an. Nimmt man vereinfacht die Phosphatkonzentration ab Dezember als quasi-konstanten winterlichen Wert, dann läßt dieser ab etwa Anfang Februar eine deutliche Abnahme erkennen. Aus dieser läßt sich über das Redfield-Verhältnis (P:N=1:16) die entsprechende Abnahme des anorg. Stickstoffs errechnen und zu den gemessenen Konzentrationen addieren. Man erkennt, daß ohne produktionsbedingten Verbrauch an Stickstoff dieser nahezu linear bis zum Ende der Blüte (dargestellt durch den Verlauf der von 0 bis 10 m integrierten Biomasse) weiter zunehmen würde.

Wir haben es also nicht mit einer winterlichen Gleichgewichtskonzentration des Nitrat zu tun sondern mit einem Kompensationspunkt aus fortdauernden Einträgen und beginnendem Verbrauch. Hochgerechnet würden die N-Konzentrationen in der Oberfläche sogar die Tiefenwerte überschreiten. Dies läßt sich entweder als eine Aufnahme abweichend vom Redfield-Verhältnis oder als zusätzliche Oberflächeneinträge, z.B. aus Landabflüssen oder atmosphärischen Einträgen, oder beides erklären. Die Meßdaten des LAWAKÜ zeigen, daß das Niederschlagsmaximum im Spätherbst bis zum Frühjahr zu Nährstoffmaxima in den Flußabläufen führt, und damit zu Eintragsmaxima. Hier ist möglicherweise gegenüber früheren Zeiträumen eine Änderung eingetreten, die diese Frühjahrseinträge noch verstärkt. Seit etwa 15 Jahren wird in der Landwirtschaft vermehrt im Frühjahr auf den teilweise noch gefrorenen Boden gedüngt (Gülle). Während früher die Frühjahrs-Schmelzwässer als nährstoffarm eingestuft wurden, treten heute teilweise extreme Eintragungsspitzen an N-Verbindungen (vorwiegend Ammonium, aber auch Nitrat/Nitrit) zu dieser Zeit auf.

Eindeutig ist jedoch, daß Punkt-Meßwerte (z.B. monatlich) in einem derart dynamischen System keinesfalls eine repräsentative Größe für Trendermittlungen sein können, da sie vorrangig das Beprobungsdatum widerspiegeln.

Wie stark in küstennahen Stationen auch die hydrographischen Parameter mit den biologisch/chemischen Veränderungen verzahnt sind, zeigen die Darstellungen der Einzelparameter in der Frühjahrsaufnahme 1992 (Abb.19 bis 32). Alle Meßdaten der Beprobung in der Februarmitte weichen deutlich vom allgemeinen Gang ab. Dies ist eindeutig auf advektiven Transport eines biologisch, chemisch und physikalisch unterschiedlichen Wasserkörpers zurückzuführen. Dementsprechend muß auch aus der TS-Veränderung während des gesamten Untersuchungszeitraumes eine Überlagerung der Vorgänge am Ort durch Advektion berücksichtigt



werden. Im Gegensatz zu der Aussage von Smetacek et al (1984) erscheint es mir keineswegs einfach, autochtone Prozesse von advektiven Veränderungen des Systems zu unterscheiden, es sei denn, die Messungen im Rahmen eines Monitoring Programmes werden von ständigen großräumigen Vergleichsmessungen und genauer Erfassung der Strömungen begleitet.

Bislang ist es auch trotz des umfangreichen Datenmaterials und intensiver Begleituntersuchungen nicht gelungen, eine direkte Beziehung zwischen der Intensität des Sauerstoffminimums (bzw. der  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentration) und Nährstoff/Produktions-Situation des Jahres oder der Vorjahre zu finden. Hingegen liegt das Sauerstoffminimum zeitgleich mit dem Salzgehaltsmaximum im Bodenwasser und die beobachtete Verschiebung im Salzgehalts-Jahresgang zwischen 1957/75 und 1986/91 (Abb. 3 und 4) verschiebt auch das Sauerstoffminimum entsprechend. Darüber hinaus deutet sich in den vorliegenden Daten an, daß extreme Zehrungssituationen und das Auftreten von  $\text{H}_2\text{S}$  fast immer mit ausgeprägten Anstiegen des Salzgehalts im Bodenwasser einhergehen. Damit würde zwar die Grundlage für mögliche Sauerstoffdefizite in den Eutrophierungsprozessen liegen, die konkrete Entscheidung, ob eine extreme Zehrung oder Schwefelwasserstoffbildung auftritt, jedoch von der aktuellen hydrographischen Situation bestimmt.

Dies weckt Zweifel an der bislang allgemein akzeptierten Annahme, daß die gestiegenen (anthropogenen) Nährstoffbelastungen direkt zu den kritischen Sauerstoffsituationen im Beltgebiet und der Kieler Bucht geführt haben, und - als Umkehrschluß - eine Verringerung der Einträge wieder zu einer Verbesserung der Situation führen wird.

Obwohl die Einträge von Phosphor und Stickstoff seit Mitte der 70er Jahre weniger ansteigen oder sogar stagnieren (Wulff et al 1989) haben gerade die negativen Effekte in den 80ern deutlich zugenommen, die meist mit prekären Sauerstoffsituationen begründet werden (Störungen im Benthos). Dies ließe sich auch durch eine verzögerte Reaktion des Systems auf die Eintragsanstiege der 70er oder durch parallel verlaufende Zunahme von anderen Belastungen (organische Schadstoffe usw) erklären, doch darf die Möglichkeit nicht ignoriert werden, daß die seit 1976 aufzeigbaren deutlichen Veränderungen in der Hydrographie (HELCOM 1990) auch nennenswert zur Verschärfung des Sauerstoffmangels beitragen. Dies soll nicht etwa der Vorschlag sein, die Reduzierung der Nährstoffbelastung einzustellen, sondern lediglich die Befürchtung, daß dies allein nicht ausreichen könnte, um das Ökosystem Ostsee wieder auf einen

wie-auch-immer gearteten "Urzustand" zurückzuführen.

Zweifel an der Grundthese der gestiegenen Nährstoffeinträge als direkte und alleinige Ursache für die beobachteten Negativeffekte ergeben sich auch aus Bilanzierungsversuchen. Die Abbildungen 10 bis 14 zeigen die Jahresbudgets im Wasser der Kieler Bucht für die verschiedenen Parameter berechnet auf der Basis der Messungen auf Boknis Eck. Die Zahlen sind naturgemäß sehr grob, da zum einen die Definition "Kieler Bucht" eine weitgehend willkürliche ist, zum anderen die hohe räumliche und zeitliche Variabilität solche Kalkulationen sehr schwierig macht.

An diesen Jahresbudgets fallen vor allem zwei Dinge auf:

Zum einen sind die saisonalen Veränderungen enorm. Sie gehen bei den anorganischen Komponenten bis nahezu auf Null, während bei Gesamtstickstoff und -phosphor ein nahezu ganzjährig konstanter Level durch die organisch gebundenen Komponenten gestellt wird.

Der zweite bemerkenswerte Aspekt ist, daß allein die Einträge durch Abflüsse von Land zwischen 25 und über 50% der Maximalwerte des Budgets in der Wassersäule betragen ( $P=800 \text{ to } a^{-1}$ ,  $N=6000 \text{ to } a^{-1}$ , nach LAWAKÜ 1988, Gesamtabflüsse in die Ostsee anteilig für die Kieler Bucht). Diese Zahlenverhältnisse würden eigentlich signifikante jährliche Anstiege der Konzentrationen in der Wassersäule vermuten lassen. Tatsächlich sind die Konzentrationen von P und N nahezu konstant oder sogar rückläufig. Selbst in den 70er Jahren, in denen die Einträge bezogen auf die Budgets noch größer waren sind kaum Akkumulationen von mehr als 5 %  $a^{-1}$  erreicht worden (HELCOM 1990).

Die Einbindung in biologisch/chemisch/physikalische Prozesse puffert also die eingetragenen Nährstoffe so schnell und weitgehend ab, daß eine Beziehung zwischen den im Wasser gemessenen Konzentrationen und den Einträgen kaum noch herstellbar ist. Damit ist auch zweifelhaft, ob die schwach signifikanten Langzeittrends, die aus gemessenen Konzentrationen errechnet werden, überhaupt noch als Folge der Einträge interpretierbar sind. Die bereits erwähnte Parallelität der hochgerechneten Einträge und der Trends weist als Phase deutlichster Änderungen die Dekade von 1970-80 aus. In genau diesem Zeitraum, nämlich 1976, liegt aber auch der "hydrographische Knick", also das Ausbleiben intensiver Einströme von Nordseewasser in die Ostsee.

## Konsequenzen für das Ostsee-Monitoring

Zu Beginn des Monitoring Programms der Ostsee wurden die langfristigen Ziele festgelegt und ein praktisches Programm gestartet, das sich überwiegend an der Machbarkeit von Messungen orientierte. Das bedeutete u.a., daß küstennahe Datensammlung nicht nur aus politisch administrativen Gründen sondern auch wegen der "Feinstruktur" oder Komplexität der Flachwassergebiete für die ersten Phasen des BMP ausgeklammert wurde. Heute sind Coastal Monitoring und Coastal Assessments lange überfällig. Hinzu kommt die Erkenntnis, die überall dort gewonnen wurde, wo das BMP in engem Verbund mit Grundlagenforschung und Prozessuntersuchungen (wie im biol. Monitoring am Kiel) durchgeführt wurde, daß ohne Einbeziehung der Austauschprozesse Küste/offene See eine Beurteilung der Ostseemwelt und ihrer Veränderungen grob und unvollständig bleiben muß. Wir haben auf der einen (nationalen) Seite vergleichsweise gut dokumentierte Einträge über Flußabläufe usw, auf der anderen Seite das internationale Datennetz des BMP für die offene Ostsee. Der dazwischen liegende Küstenbereich wird jedoch völlig unzureichend abgedeckt. In diesem Bereich werden aber die Einträge durch ein komplexes Zusammenwirken von Sedimentation, Resuspension, Bindung und Filterung vielfach bereits bis auf wenige Prozente reduziert.

Aus diesem Grunde läßt sich meist schon zwischen landgebundenem anthropogenen Eintrag und Messungen auf einer küstennahen Station keine direkte Ursache/Wirkungsbeziehung feststellen, umsoweniger zwischen Landeintrag und der offenen See. Nahezu alle Ansätze für Bilanzierungen von Schadstoffen in der Ostsee basieren jedoch heute auf gemessenen oder hochgerechneten Abgaben von Land und der Annahme, daß diese in die offene See gelangen; eine Annahme, die praktisch - und auch das mit Einschränkungen - nur für atmosphärische Einträge gilt.

Das zukünftige Monitoring Konzept müßte also parallel drei Bereiche abdecken:

- Quellenmonitoring (Land, Abfluß, Atmosphäre),
- Konzentrationsmessungen in der offenen See,
- repräsentative Prozess- und Fluxuntersuchungen im Küstenbereich zwischen Quellen und offener See.

Das Quellenmonitoring muß gewährleisten, daß alle Einträge, die nennenswert zur Bilanz beitragen, auch erfaßt werden. Dies bedingt eine an die spezifischen regionalen Gegebenheiten angepaßte Beprobung.

Die Messungen in der offenen See könnten auf wenige repräsentative Stationen und Beprobungsfrequenzen reduziert werden, die die Großregionen und die jahreszeitlichen Phasen ausreichend beschreiben.

Diese beiden Punkte sind durch die bereits existierenden Meßprogramme schon relativ gut abgedeckt. Sie können auch problemlos mit unaufwendigen Routinemessungen angemessen durchgeführt werden.

Prozess- und Fluxuntersuchungen im Übergangsbereich Küste/offene See, als dritter Punkt, sind sehr viel komplexer. Sie müssen zwangsläufig auf exemplarische Fallstudien beschränkt bleiben und werden immer mehr Forschungsprojekte als Routinemessungen sein. Wegen der Küstennähe und notwendigen zeitlich dichten Beprobung, sind sie eine typische Aufgabe für ein in der Region angesiedeltes Forschungslabor oder Institut.

Nicht nur durch begrenzte Personal- und Schiffsverfügbarkeit, sondern noch mehr durch die hohe Variabilität und Dynamik der Prozesse bedingt, wird diese Aufgabe nur mit intensivem Einsatz automatischer Meßsysteme von geeigneten Geräteträgern aus zu erfüllen sein. Mittlerweile ist der Stand der Technologie ausreichend, um durch geeignete Kombination aus in-situ oder automatischen vor-Ort Messungen wenige Terminfahrten durch Zeitreihenmessungen geeigneter Parameter zu verbinden. Die gewonnenen Daten sind als solche kaum in eine Datenbank zu Eintrags- und Monitoringdaten einzufügen. Sie sollten letztlich als wissenschaftliches Ergebnis Algorithmen liefern, die es gestatten, die gemessenen Einträge aus Quellen mit region-spezifischen "Eintrags- oder Übertragungsfunktionen" zu tatsächlichen Einträgen in die Ostsee umzurechnen. Erst damit lassen sich Budgets und Bilanzen von Schadstoffen in der Ostsee erstellen und modellieren.

Der Schwerpunkt solcher "Case-Studies" und "Coastal/Open Sea Flux Studies" wird auch vom ICES (WG-Baltic Marine Environment) und in den neuen HELCOM-BMP-Konzepten gefordert. Im Biologischen Monitoring am IfM Kiel ist ein solches Projekt unter Einbeziehung der organischen Schadstoffe (PCB) seit 1992 vorbereitet und teilweise begonnen worden. Das untersuchte System umfaßt die Förden (Eckernförde und Kiel) und lokale Flüsse als Quellen, die

Station Boknis Eck als Untersuchungsstation für saisonale und FLUX-Prozesse und die Kieler Bucht als Bindeglied zur offenen Ostsee. Nach Auslaufen des Monitoring am IfM (1994) wird angestrebt, diese Untersuchungen im Rahmen eines Projektes fortzuführen.

## **Literatur**

- Aertebjerg, G., S. Fonselius, H.P.Hansen, D. Körner und H. Rumohr, 1990: Regional Assessment of Oxygen Conditions. HELCOM, Baltic Sea Environmental Proceedings **35B**, 75-108
- Babenerd, B., 1980: Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht. Ph.D.thesis, Kiels University, 226 pp
- Dybern, B.I. und H.P.Hansen (eds), 1989: Baltic Sea Patchiness Experiment. ICES Coop.Res.Rep. No **163** Vols.1+2 100/156pp
- Franck, H. und W.Matthäus, 1974: Vergleich zweier Methoden zur Berechnung von Jahresgängen aus nichtäquidistanten Meßwerten. Beitr.Meeresk. **34**, 47-60
- Hansen, H.P., 1992a: Analysis of trends in hydrochemical parameters in the Western Baltic in the 1980s. ICES mar.Sci.Symp., **195**: 445-454
- Hansen, H.P., 1992b: Seasonal and long term variabilities of factors related to phytoplankton production and the problem of trend interpretation. 18th Conference of Baltic Oceanographers, St.Petersburg, 23-27 Nov.1992, 13 pp
- HELCOM, 1987: Baltic Sea Environmental Proceedings 17B.
- HELCOM, 1990: Baltic Sea Environmental Proceedings 35B.
- Krey, J., B. Babenerd und J. Lenz, 1978: Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht: 1957-1975. Ber. Inst.Meeresk. **54**, 113 pp
- LAWAKÜ, 1988: Gewässeruntersuchungen. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten, Schl.-Holstein, Jahresbericht 1988.
- Matthäus, W., 1971: Die Anwendung von Ausgleichsverfahren zur Ermittlung von Jahresgängen ozeanographischer Parameter. Monatsber. der Dtsch.Akad.d.W. **13**, H2, 116-12

- Nehring, D. und W. Matthäus, 1990: Current trends in hydrographic and chemical parameters and eutrophication in the Baltic Sea. *Int.Rev.gesamte Hydrobiol.*, Berlin
- Nehring, D, H.P.Hansen, L.A.Jorgensen, D.Körner, M.Mazmachs, M.Perttilä, A. Trzosinska, F.Wulff und A. Yurkowskis, 1990: Nutrients. HELCOM, Baltic Sea Environmental Proceedings **35B**, 109-152.
- Nehring, D., 1992: The present hydrographical situation in the central Baltic Sea, 1992. 18th Conference of Baltic Oceanographers , St.Petersburg, 23-27 Nov.1992
- Matthäus, W., G.Sager und R.Sammler, 1974: Vergleichende Betrachtungen von Methoden zur Ermittlung von Jahresgängen ozeanographischer Parameter. *Beitr.Meeresk.* **33**, 153-160
- Smetacek, V., B.v.Bodungen, B.Knoppers, R. Peinert, F.Pollehne, P.Stegmann und B.Zeitschel, 1984: Seasonal Stages characterizing the annual cycle of an inshore pelagic system. *Rapp. P.v.Reun. Cons. int.Expl.Mer.* **183**, 126-135
- Trzosinska, A., M. Perttilä, V. Berzins, B. Cyberska, S. Fonselius, H.P.Hansen, D.Körner, W. Matthäus, D. Nehring, H. Rumohr und G. Aertebjerg, 1990: Oxygen, Hydrogen Sulphide, Alkalinity and pH. HELCOM, Baltic Sea Environmental Proceedings **35B**, 69-108
- Wulff, F. und A. Stigebrandt, 1989: A time-dependent budget model for nutrients in the Baltic Sea. *Global Biochemical Cycles* **3**, 63-78

# **Die Phytoplanktonparameter im Monitoring Zusammenfassung der Erkenntnisse und kritische Betrachtungen aus dem Monitoring Programm des Instituts für Meereskunde**

von  
Ulrich Horstmann

## **Zusammenfassung**

Seit etwa 40 Jahren gibt es regelmäßige Messungen im Pelagial der westlichen Ostsee und der Kieler Bucht die darauf hinweisen, daß sich die Primärproduktion erhöht hat, daß die Sichttiefe geringer geworden ist und daß der Sauerstoff im Wasser unterhalb der Sprungschicht in den Sommermonaten stetig abgenommen hat.

Die Daten des Phytoplankton und seiner Begleitparameter aus dem Biologischen Ostseemonitoring die seit 1985 gewonnen wurden weisen diesen Trend nicht deutlich auf. Es wird versucht die Gründe hierfür aufzuzeigen und Vorschläge für ein verbessertes Monitoring des Pelagial zu machen. Dabei gilt es sowohl die Meßmethoden zu verbessern und zu erweitern, als auch die Probennahmefrequenz in der Zeit der Phytoplankton-Wachstumsperiode zu erhöhen. Diese Maßnahmen sind besonders wichtig für die Erkennung von Algenblüten toxischer bzw. fakultativ toxischer Arten, die in den letzten Jahren vermehrt im Untersuchungsgebiet beobachtet wurden.

Für eine Beschreibung der Phytoplanktonsukzession sowie für mittelfristige Trendanalysen ist eine Revision der Methoden, der Probennahmefrequenz sowie des Stationsnetzes im biologischen Monitoring notwendig. Die bisher gewonnenen Daten sind jedoch gut geeignet längerfristige Änderungen der Phytoplanktonparameter aufzuzeigen.

## **Einleitung**

Seit Ende 1985 wird im Rahmen der Helsinki-Konvention das pelagische biologische Monitoring in der Kieler und Mecklenburger Bucht monatlich sowie an weiteren Stationen in der westlichen Ostsee 1-3 mal jährlich durchgeführt. Diesem Programm gehen regelmäßige Messungen der Abteilung Marine Planktologie des Instituts für Meereskunde Kiel an der Station Boknis Eck (Krey et al. 1978) sowie seit 1979 an den Stationen Kieler Bucht Mitte und Fehmarn Belt voraus. Die heute vorliegenden Datensätze aus diesen Programmen sind zwar nicht ganz einheitlich, sie weisen jedoch bezüglich ganz bestimmter Parameter Tendenzen auf, die auch Rückschlüsse auf die Änderung im pelagischen Biotop der Kieler Bucht erlauben.

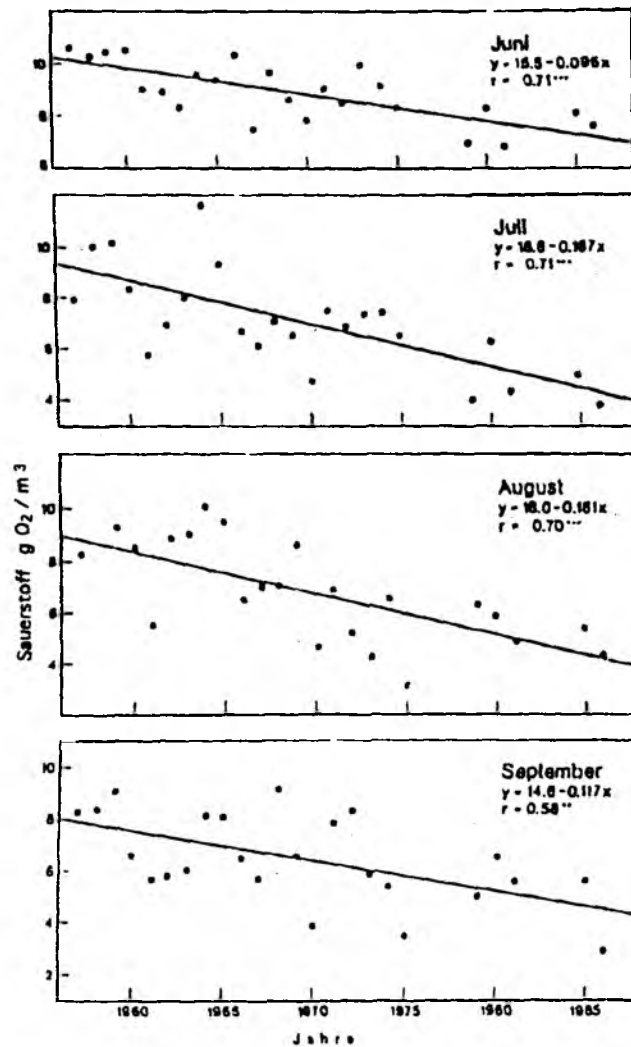
So kann deutlich die Abnahme des Sauerstoffs unterhalb der Sprungschicht nachgewiesen werden (Abb 1), gleichzeitig konnte mit nur vereinzelt Primärproduktionsdaten ein Anstieg der Phytoplanktonproduktion korreliert werden (BABENERD, 1991). Maske (1993) weist einen deutlichen Anstieg der Sestonwerte seit 1956 in der Kieler Bucht nach (Abb.2). Die Zunahme der Primärproduktion in der westlichen Ostsee wurde in den Ausführungen des zweiten periodischen Assessments der Helsinki Kommission konstatiert (SCHULZ et al., 1990). Bei diesen Primärproduktionsdaten gibt es kritische Stimmen, die in den Datensätzen keinen eindeutigen Anstieg erkennen. Ganz sicher zeigen die Parameter Chlorophyll (Abb.3) Phytoplankton - Biomasse oder Zooplankton keinen eindeutigen Trend, was auch bei einem konstatierten Anstieg der Primärproduktion nicht unbedingt notwendig ist, wenn durch mehr Zooplankton schneller Phytoplankton weggefrisst wird und durch mehr Fische schneller und mehr Zooplankton konsumiert wird. Schon hier zeigt sich, wie prozeßgebunden Monitoringdaten interpretiert werden müssen und wie ohne Kenntnisse der ablaufenden Prozesse der Wert vieler Meßgrößen aus einem Monitoring-Programm für kurzfristige Trendangaben sehr zweifelhaft ist.

## **Die Meßgrößen**

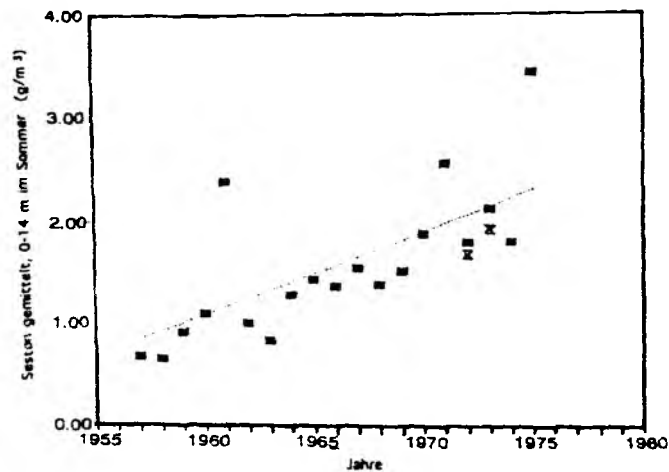
Anfang der 80er Jahre, als das Monitoring-Programm in der Ostsee begonnen wurde, galt es, Meßgrößen festzulegen, die alle Anrainerstaaten in Ost und West einheitlich messen konnten. Dabei mußte eine Reihe von Konzessionen wegen der begrenzten Möglichkeiten bezüglich der Ausrüstung und der geringen Mittel der östlichen Partnerländer gemacht werden. Auf zahlreichen Sitzungen und Kalibrierungstreffen wurden Methoden, Meßnetze und Meßfrequenzen erarbeitet, die heute in den Guidelines der Helsinki-Kommission festgelegt sind (HELCOM, 1988).

Für Erkenntnisse über Prozesse in der pelagischen Biologie der Ostsee sind die Parameter, die bis heute gemessen wurden, unzureichend. So wird z.B. aus Gründen limitierter Schiffszeiten die Primärproduktion nicht in situ gemessen (das Schiff müßte stundenlang neben den im Wasser inkubierten Proben warten oder an die Position zurückkommen), sondern mit der zweifelhaften Methode der potentiellen Primärproduktionsmessung an Bord ( MAESTRINI et al. 1993).

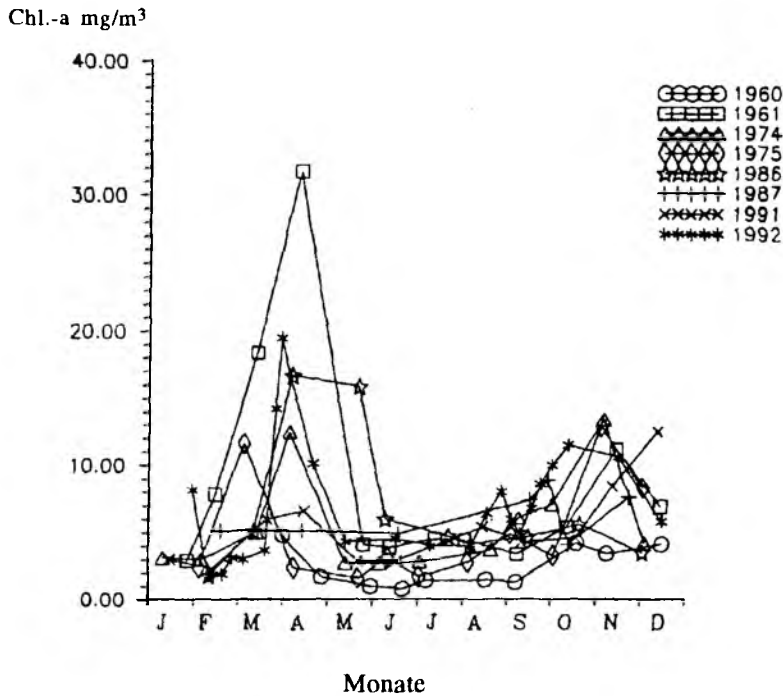




**Abb. 1:** Abnahme des mittleren Sauerstoffgehalts unter der Sprungschicht in der Kieler Bucht, Sommermonate 1957-1986 (Babenerd 1991).



**Abb. 2:** Zunahme des Sestongehalts im Wasser bei Boknis Eck zwischen 1957 und 1975, Jahresmittel der Sommerwerte (Maske 1992).



**Abb. 3:** Jahresverlauf des Chlorophyllgehalts bei Boknis Eck während je zwei aufeinanderfolgender Jahre in den Sechzigern, Siebzigern, Achtzigern und Neunzigern (nach Hansen 1993).

Prozesse wie Sedimentation wurden bisher mit ganz wenigen Ausnahmen in der Ostsee nicht gemessen — eine Sinkstofffalle kostet etwa DM 50.000 und ist damit für osteuropäische Institute kaum erschwinglich —. Die Stickstofffixierung durch Blaualgen spielt in den Sommermonaten in der Ostsee eine wichtige Rolle für die N-Versorgung des gesamten Pelagials. Auch diese Messung ist aufwendig und wurde bisher nur selten durchgeführt. Desgleichen gibt es kaum Messungen über die Denitrifikation, die eigentlich unbedingt notwendig wären, um Information über den Verbleib von Stickstoff im Ökosystem zu erlangen. Daten über den atmosphärischen Stickstoffeintrag wurden über der Ostsee nur stichprobenhaft gewonnen. Darüber hinaus gibt es im Monitoring-Programm keine Messungen der alkalinen Phosphatase-Aktivität oder zur Frage der Turnover-Rate von P sowie des Luxury-uptakes von P beim Phytoplankton. Die letzten Beispiele zeigen, daß somit auch wichtige Aspekte zur Frage des limitierenden Nährstoffes beim Phytoplanktonwachstum letztlich unbeantwortet bleiben. Zu den Meßgrößen zählen auch die Plankton-Artenbestimmungen, die ein besonderes Problem beim Phytoplanktonmonitoring darstellen. Während bei den biologischen Parametern Chlorophyll, Primärproduktion und Biomasse hinsichtlich der Interkalibrierung im Ostseeraum

keine wesentlichen Abweichungen mehr auftreten, zeigen sich bei der taxonomischen Bestimmung der Phytoplanktonorganismen immer wieder große Abweichungen zwischen den einzelnen Instituten.

Um diese Probleme zu verringern wurden Planktonbestimmungstabellen für den Ostseeraum initiiert (Horstmann et al. 1989), die die wichtigsten Arten der Ostsee darstellen. Darüberhinaus werden jährlich Trainingskurse von der Helsinki-Kommission veranstaltet, die die schwierigen taxonomischen Bestimmungsaufgaben in der Ostsee unterstützen sollen.

In der Zukunft werden für die Phytoplanktonbestimmung weitere aufwendigere Bestimmungsmethoden wie die Elektronenmikroskopie, die Skelettdarstellung (bei Diatomeen) oder das Kultivieren fraglicher Organismen berücksichtigt werden müssen, um insbesondere kleine Flagellaten, zu denen die meisten toxischen Arten gehören, bestimmen zu können.

Neben vielen biologischen und chemischen Meßgrößen fehlen im Ostsee-Monitoring auch wesentliche hydrographische Begleitparameter. Die Ostsee ist weniger ein ruhender Wasserkörper, sondern eher ein großer Strom — der Baltische Strom —, der sich mit Fronten und Wirbeln mit verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten in unterschiedlichen Tiefen ständig bewegt. Die Meßgrößen Salzgehalt und Temperatur tragen dieser Tatsache nur ungenügend Rechnung. Strömungsgeschwindigkeiten sowie Strömungsrichtung und vertikaler Wassertransport werden im Monitoring-Programm leider nicht gemessen. Für die Erkenntnisse über die biologischen Prozesse im Übergangsgebiet Nordsee/Ostsee und in der westlichen Ostsee sind der Wasseraustausch sowie Strömungsgeschwindigkeit und Richtung wesentliche Meßgrößen. Die Messung von Auftrieb ist ein wichtiger Faktor für die Beurteilung von Eutrophierungserscheinungen und der sie verursachenden Nährstoffquellen. Die Methode der Fernerkundung leistet hier einen wichtigen Beitrag zur Identifizierung von Wasserkörpern (Horstmann 1985).

Sicherlich können nicht alle die hier angeführten Parameter mit hoher Frequenz in einem Monitoring-Programm erfaßt werden. Die letzten acht Jahre Ostsee-Monitoring haben jedoch gezeigt, daß neben den wöchentlichen Monitoring-Messungen Prozeßstudien in der Ostsee unerlässlich sind, um Fluktuationen biologischer Prozesse im Pelagial zu verstehen.

Anläßlich von Sitzungen des Scientific-Technical-Committees, - seit 1990 des Environmental Committees, - der Helsinki-Kommission ist immer wieder versucht worden, die Meßparameter und Methoden mehr prozeßorientiert zu gestalten. Leider scheiterte dieses Ansinnen meistens

an wirtschaftlichen und technischen Problemen einiger Anrainerstaaten sowie an dem politischen Wunsch, doch alle Messungen einheitlich in West und Ost durchzuführen.

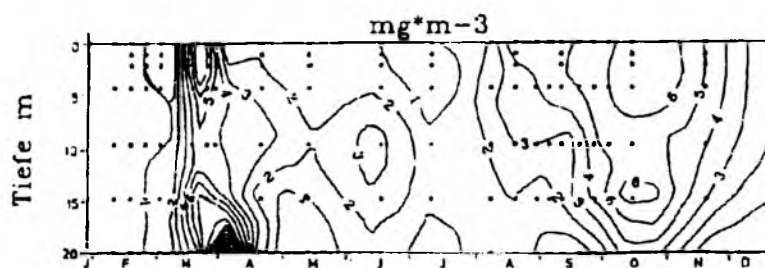
Dennoch stellen die seit 1985 gewonnenen Meßgrößen mit fortschreitender Zeit immer wertvollere Datensätze dar, die die langfristigen Änderungen im Pelagial der Ostsee sehr gut belegen werden. Es wird dringend empfohlen, die bisherigen Datensätze fortzuführen und nicht zu hohe Ansprüche an kurz- bzw. mittelfristige Aussagen aus diesen Datensätzen zu stellen.

### **Die Probennahmefrequenz**

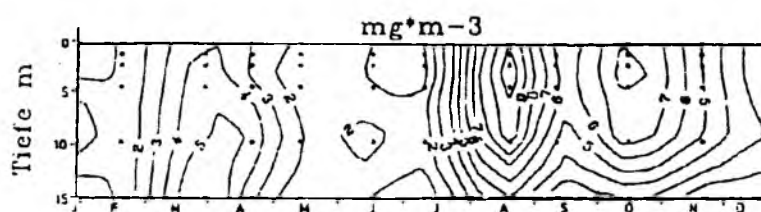
Die Frequenz der Probennahme im Pelagial gilt als ein sehr umstrittenes Thema. Wie die Anzahl der Meßgrößen wird auch die Häufigkeit von Messungen immer Kompromissen unterworfen sein. Die Untersuchungen von Phytoplanktonparametern im biologischen Ostsee-Monitoring haben jedoch gezeigt, daß in der westlichen Ostsee die Verfolgung von Phytoplanktonsukzessionen nur bei wöchentlicher Probenahme sinnvoll erscheint. Im Untersuchungsgebiet der Kieler Bucht baut sich eine Phytoplanktonblüte innerhalb weniger Tage auf und erreicht, wenn man von einer täglichen Teilung einer Algenzelle ausgeht nach ca. einer Woche ihr Maximum. Nach nur wenigen Tagen kann diese Blüte dann schon auf den Boden der Kieler Bucht gesunken sein, wie die Untersuchungen 1992 bei der Station Boknis Eck zeigen (Abb. 4).

An Stationen mit starker Advektion wie z.B. im Fehmarnbelt erlaubt auch eine wöchentliche Probennahme keine Aussage über die Phytoplanktonsukzession in diesem Meeresgebiet (Abb.4). Es ist sehr fraglich, ob überhaupt pelagische Messungen an dieser Station sinnvoll sind, wenn man nicht einmal weiß, ob das untersuchte Wasser aus der Arkona-See — bei nordversetzenden Strömungen, oder aus dem Großen Belt — bei südversetzenden Strömungen — stammt. Mit relativ hoher Sicherheit verweilt ein- und derselbe Wasserkörper im Fehmarnbelt selten länger als ein Tag. Damit stellt sich auch die Frage nach einem optimalen Stationsnetz im Untersuchungsgebiet.

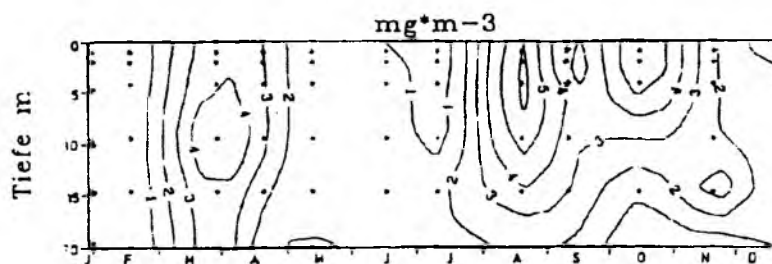
## Chlorophyll a Boknis--Eck 1992



## Chlorophyll a Kieler-Bucht 1992



## Chlorophyll a Fehmarn-Belt 1992



## Chlorophyll a Mecklenburger-Bucht 1992

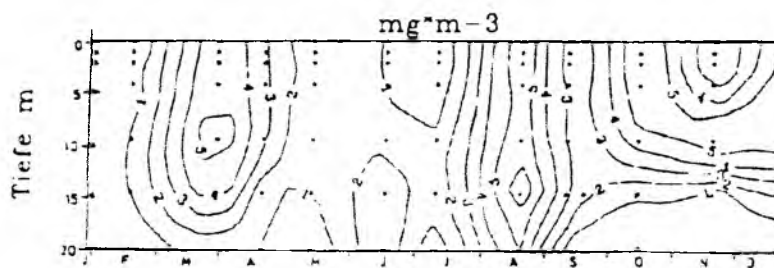


Abb. 4: Chlorophyllverteilung an den Monitoringstationen 1992.

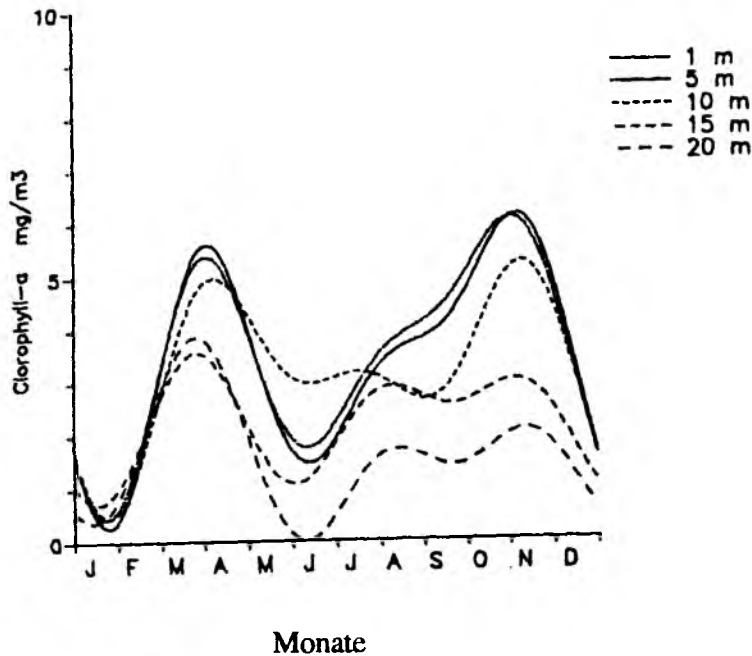
## **Das Stationsnetz**

Die zur Zeit in der Kieler und Mecklenburger Bucht beprobten Stationen sind ein Kompromiß aus Beprobungsorten mit historischen Datensätzen, aus Positionen mit charakteristischen Wasserkörpern und Orten mit akzeptabler Reichweite vom Schiffseinsatzort Kiel entfernt. Die Anzahl der beprobten Stationen hängt von der zur Verfügung stehenden Schiffszeit ab. Die wöchentlichen Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 1992 sowie im Frühjahr 1993 an der Station Boknis Eck, sowie wöchentliche Beprobungen an Schleswig-Holsteins West- und Ostseeküste mit dem Hubschrauber, die vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten 1991 und 1992 durchgeführt wurden, zeigen, daß eine genaue Verfolgung der Planktonsukzession in den verschiedenen Seegebieten und den verschiedenen Förden der westlichen Ostsee nur auf diese Weise möglich ist. Auch in benachbarten Meeresgebieten und in den benachbarten Förden können sich gleichzeitig unterschiedliche Planktongemeinschaften entwickeln. Es ist anzustreben, daß eine wöchentliche Probennahme an möglichst vielen Stationen das Ziel eines Bund-Länder-Meßprogrammes sein wird. Dabei sollte aber auch beachtet werden, daß eine Beprobung der "historischen" Stationen möglichst weitergeführt wird.

## **Die pelagischen biologischen Meßgrößen im einzelnen**

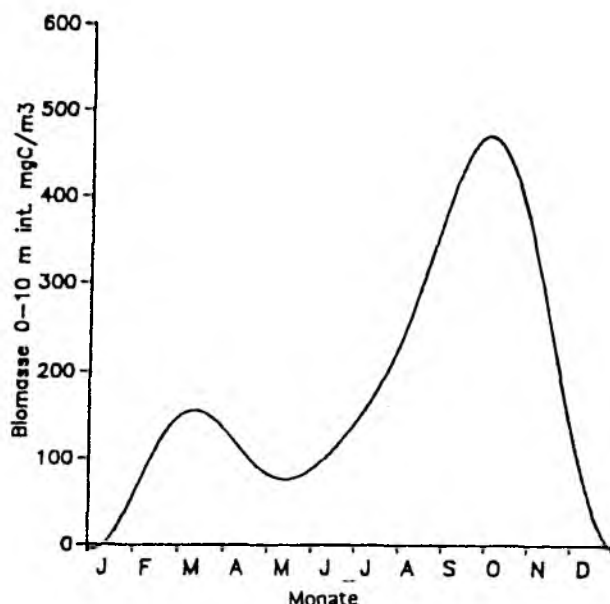
### Das Chlorophyll

Abb. 3 gibt den Jahresgang des Chlorophyll von je zwei aufeinanderfolgenden Jahren in den 60er, 70er, 80er und 90er Jahren wieder. Die Abbildung zeigt, daß keine Tendenz bei dem Datensatz von Boknis-Eck zwischen 1960 und 1992 zu erkennen ist. Hauptursache für die starke Streuung dieser Daten ist sicherlich auch die Probennahmefrequenz, die hier einen Monat beträgt. Die statistische Glättung der Daten, die aus 14tägigen Mittelwerten mit Hilfe der harmonischen Analyse einer Fourier-Reihe gewonnen wurden (HANSEN, pers. Mitteilung) zeigt deutlich die Frühjahrsblüte Ende März, eine Sommerblüte im August sowie ein Herbstmaximum des Chlorophylls im November (Abb. 5 ).



**Abb. 5:** Mittlerer jährlicher Chlorophyllgehalt bei der Station Boknis Eck in 5 Tiefen 1986-1992.

Es ist nicht sicher, ob langfristige Chlorophylldaten überhaupt Tendenzen aufzeigen werden. Aus den Chlorophylldaten von 1992, als im Frühjahr und Herbst an der Station Boknis-Eck wöchentlich gemessen wurde, läßt sich der Prozeß des Absinkens der Frühlingsblüte (SMETACEK et al., 1987) sehr gut beobachten (Abb. 4). Während Mitte und Ende März hohe Chlorophyllwerte im Oberflächenwasser gemessen wurden, sind Anfang April nur noch bei 20 m Tiefe stark erhöhte Chlorophyllwerte anzutreffen, obwohl dieser Mechanismus eigentlich auch in der Mecklenburger Bucht erwartet werden kann, wird er wahrscheinlich durch die geringere Probennahmefrequenz nicht erfaßt (Abb. 6). Im Profil dargestellte Daten der Nährstoffverteilung sowie des Sauerstoffs, des Chlorophylls und der Primärproduktion von August, September und Oktober 1992 (Abb. 7) zeigen, wie durch Abbauprozesse am Boden die Nährsalze frei werden und erneut die Primärproduktion in der Oberflächenschicht sich erhöht. Es wird deutlich, daß Phosphat und Silikat noch ausreichend in der Wassersäule vorhanden sind, während die Stickstoffkomponenten im Oberflächenwasser gänzlich fehlen. Gleichzeitig wird das erhebliche Sauerstoffdefizit unter 20 m aus diesem Datensatz sichtbar.



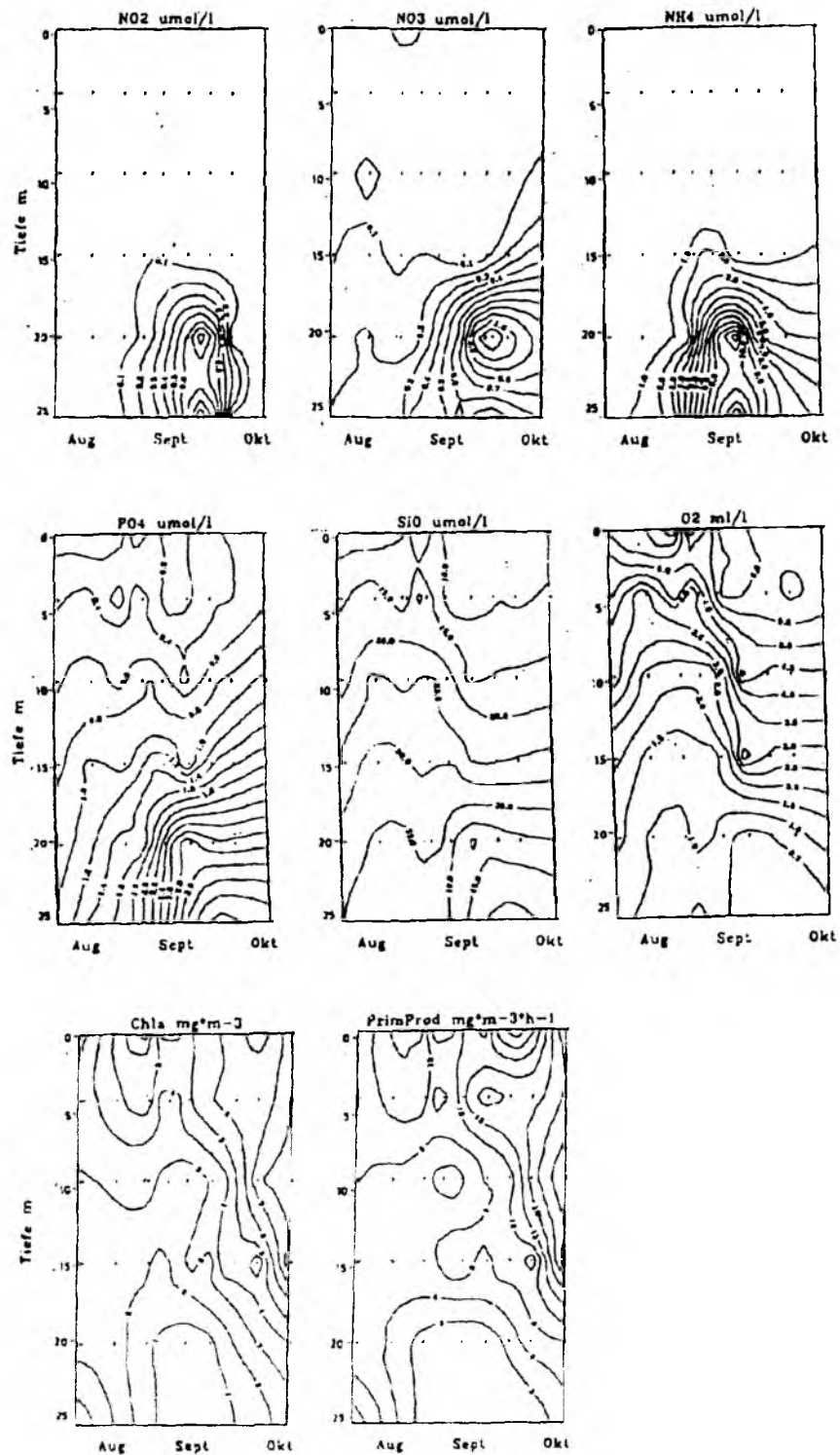
**Abb. 6:** Jahresgang der Biomasse bei Boknis Eck gemittelt über die Jahre 1986-1992 und gemittelt über die Wassersäule (5 Tiefen).

### Die Phytoplanktonbiomasse

Die aus den Planktonzählungen berechnete Phytoplanktonbiomasse ist in ihrem Jahresgang den Chlorophylldaten sehr ähnlich. Das Beispiel Boknis-Eck (Abb.8) zeigt auch hier, wie der Phytoplankton-Jahresgang erst bei wöchentlicher Probennahme während der Hauptwachstumsperioden im Frühjahr und Herbst deutlich wird. Bei monatlicher Probennahme wurde, wie 1989 und 1990 (Abb. 8) die Frühjahrsblüte überhaupt nicht erfaßt. Die Messungen von 1992 lassen auch erstmalig die Entwicklung der Phytoplankton-Gruppen und ihr Anteil an der Biomasse im Jahresgang erkennen.

Abb. 8 zeigt, daß an den monatlich gemessenen drei weiteren Monitoring-Stationen die Frühjahrsblüte auch in der Biomasse nicht erfaßt wurde, weil dort Mitte März beim Blütenhöhepunkt nicht gemessen wurde. Erstaunlich ist, daß der mittlere Jahresgang der Biomasse aus den Jahren 1986-1992 keinen sommerlichen Anstieg wie die entsprechenden Chlorophyllkurven (Abb. 5) und die Primärproduktionsmessungen (Abb. 10) aufzeigt.





**Abb. 7:** Die Verteilung der Konzentration der Phytoplanktonnährstoffe NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> und SiO des Sauerstoffs und des Chlorophylls sowie der potentiellen Primärproduktion von August bis Oktober 1992 bei Boknis Eck.

### Die Primärproduktion

Leider liegen nur sehr wenig Primärproduktionsdaten aus der Zeit vor 1979 von der Kieler Bucht vor. Dänische Daten aus dem Großen Belt (Abb. 9a,b) zeigen einen deutlichen Anstieg in den letzten dreißig Jahren. Die Abschätzung einer Tendenz aus den im Monitoring gewonnenen Daten ist zum gegebenen Zeitpunkt kaum möglich, deshalb werden hier die durchschnittlichen jährlichen Meßdaten seit 1985 dargestellt (Abb. 10a). Der mittlere Jahresgang der Primärproduktionsdaten 1985—1992 zeigt, das Frühjahrsmaximum im März und April, das durch Nährstofflimitierung verursachte Minimum in Mai und Juni, sowie ausgeprägte Maxima bereits im Juli und August, sowie im Oktober und November. Dabei ist die spätsommerliche - und herbstliche Produktion deutlich höher als die im Frühjahr. Besonders fällt auf, daß die hohe Produktion im Juli, August und September durch relativ geringe Biomasse und auch geringe Chloropyllwerte gekennzeichnet ist (Abb. 10b,c). Die zukünftigen Jahre werden zeigen, ob eine weitere Steigerung der Primärproduktion in den Sommermonaten sowie gegenüber den Einzelmessungen aus den 60er Jahren zu registrieren ist.

Als Ursache für erhöhte Primärproduktion liegen die rapide ansteigenden Stickstoffeinträge aus der Luft auf der Hand denn die Einträge von Land gehen bezüglich Phosphat zurück und zeigen bei den N-Komponenten keinen Abstieg. Wie aus schwedischen Messungen hervorgeht (Abb. 11) nehmen die N-Einträge, die ca. zu Zweidritteln aus Ammonium-Stickstoff und zu einem Drittel aus NO<sub>x</sub> bestehen (ISERMANN, 1988) nach wie vor zu. Besonders hoch sind die N-Einträge aus der Atmosphäre während der Sommermonate, wie Meßdaten aus dem Lübecker-Raum belegen (Abb. 12). In einer Zeit, wenn das Phytoplanktonwachstum stark Stickstoff limitiert ist. Auch deshalb wird die Sommerliche Produktionszunahme auf diese Nährstoffquelle zurückgeführt.

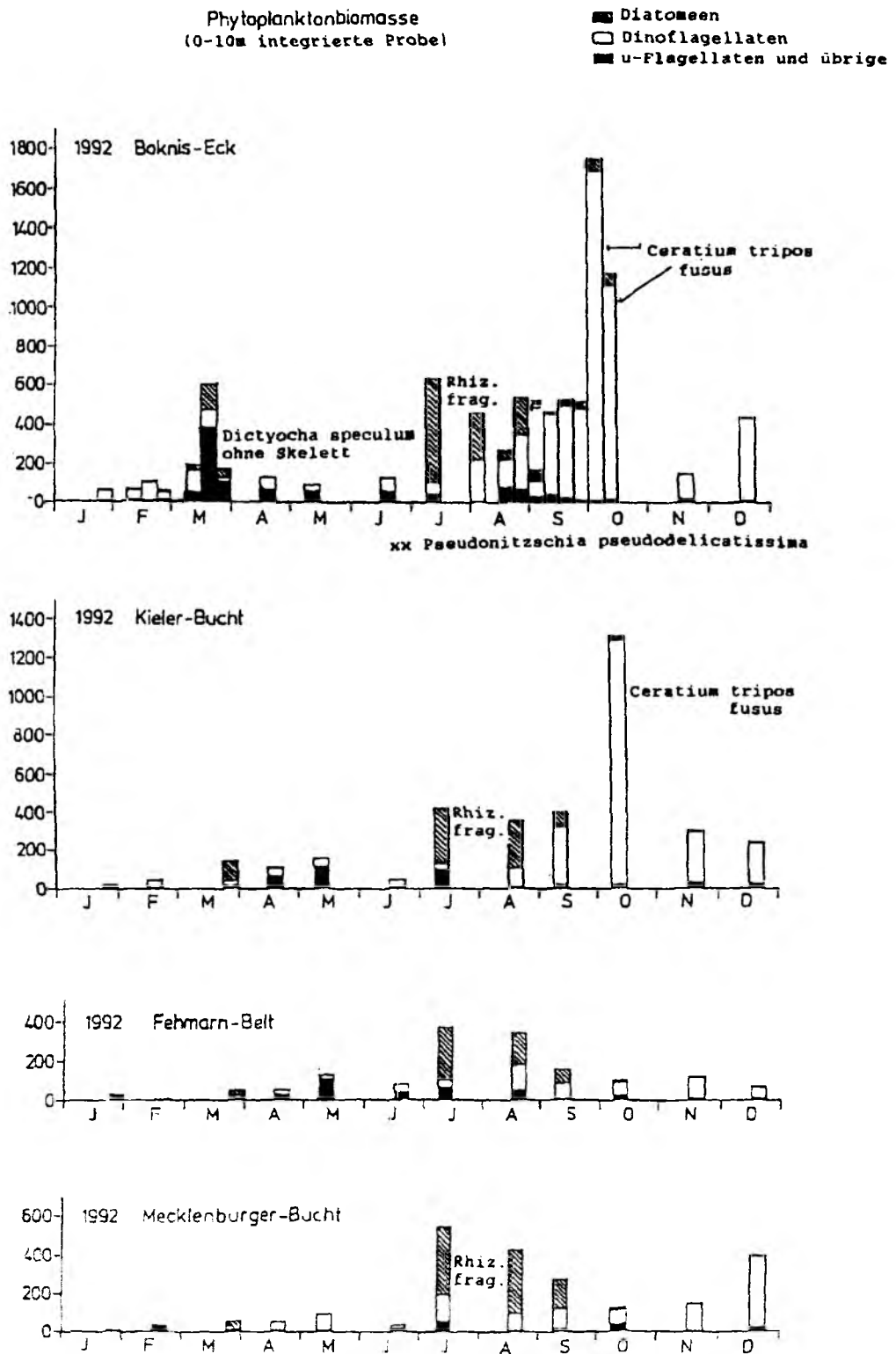
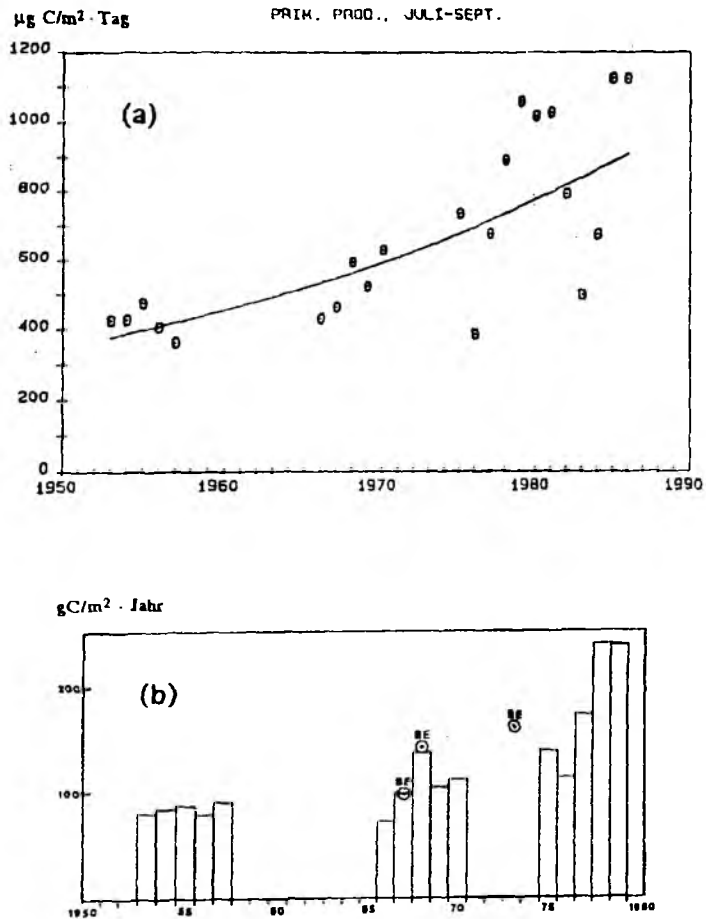
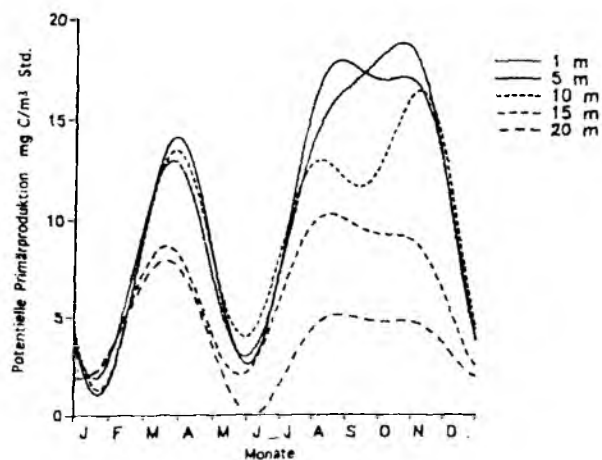


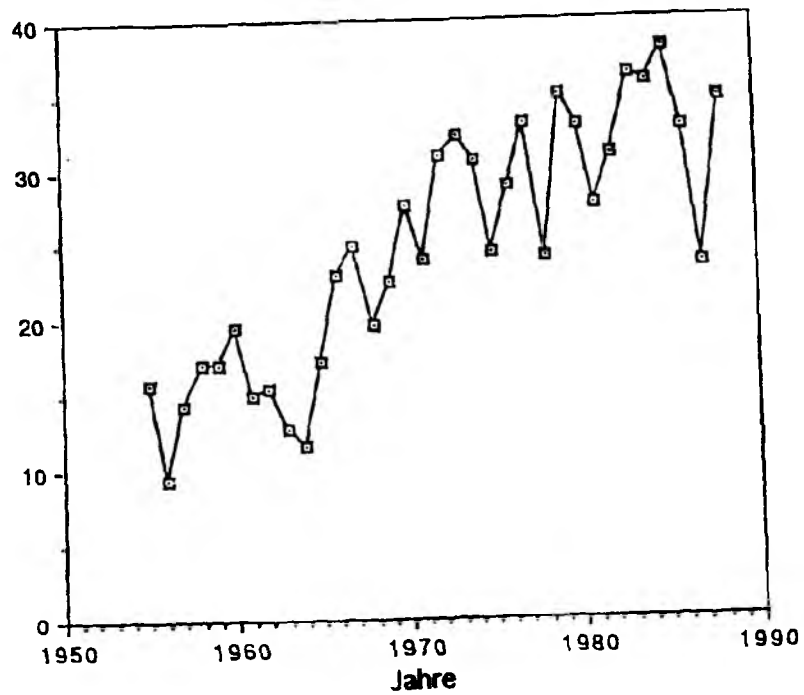
Abb. 8: Die Phytoplanktonbiomasse  $\mu\text{g C/l}$  an den Monitoringstationen 1992.



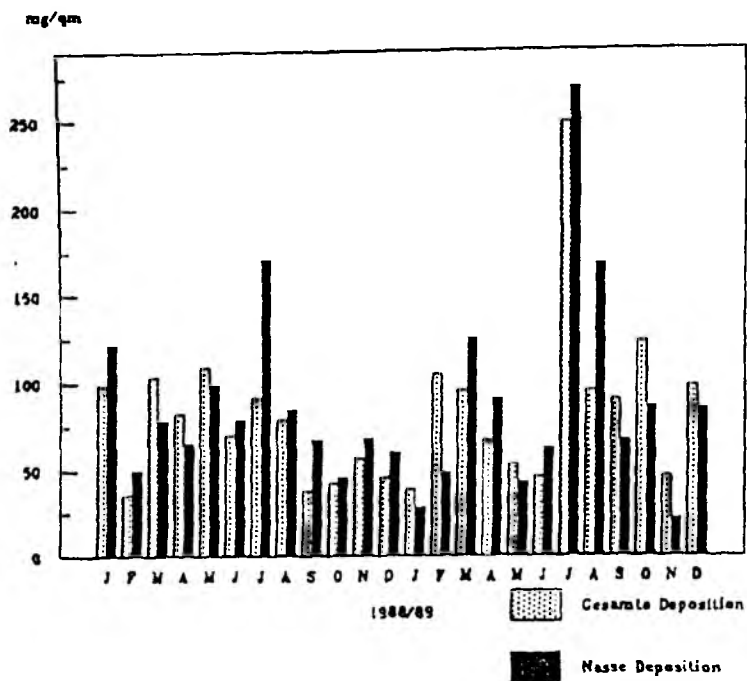
**Abb. 9:** (a) Primärproduktion im Großen Belt [ $\mu\text{g C/m}^2 \cdot \text{Tag}$ ] (G. Aertebjerg Nielsen, pers. Mitteilung)  
 (b) Mittlere Primärproduktion im Großen Belt (Station Halskov Rev) (Aertebjerg Nielsen 1985) und Daten aus Boknis Eck (Babenerd und Zeitzschel 1985).



**Abb. 10:** Mittlerer Jahresgang der potentiellen Primärproduktion aus den Jahren 1986-1992 bei Boknis Eck, für 5 Tiefenstufen.



**Abb. 11:** Anstieg der Ammonium-Deposition [ $\text{mmol/m}^2 \text{ Jahr}$ ] seit 1955 an Stationen entlang der Schwedischen Ostseeküste.



**Abb. 12:** Deposition von Ammoniumstickstoff bei Lübeck 1988 und 1989 (Jensen-Huß 1990).

## Die Phytoplanktonarten

Die Beobachtungen und Zählungen der Phytoplanktonarten in der Kieler Bucht sowie zusätzliche Untersuchungen in den Förden und in den angrenzenden Gebieten weisen auf das Auftreten immer neuer Arten und die Massenentwicklung mehrerer toxischer Formen hin. Dieses gilt für die 1984 erstmalig in Massen auftretende und fakultativ toxische Dinoflagellaten-Art *Prorocentrum minimum* (Kimor et al. 1985). Das gilt auch für die 1988 als "Killeralge" bekannt gewordene *Chrysochromulina polylepis* (Horstmann und Jochem 1990). In den letzten Jahren wurde auch immer wieder die als Fisch- toxisch bekannte Silikoflagellaten-Art *Dictyocha speculum*, und zwar eine Form ohne Skelett, im Kieler Bucht-Bereich in hohen Zahlen vorgefunden. 1992 traten 3 weitere Arten von *Chrysochromulina* auf und zwar *Chrysochromulina hirta*, *Ch. spinifera* und *Ch. ericina*. Zum ersten Mal wurde die einzige bekannte toxische Diatomee *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* in Zahlen über 1 Mill Zellen/l in der westlichen Ostsee registriert. Diese Alge ist in kanadischen und amerikanischen Gewässern wegen ihrer giftigen Domosäure gefürchtet (GERLACH, 1993).

Für das immer häufigere Auftreten toxischer Arten bzw. für die Erkenntnis des Auftretens gibt es drei Hypothesen:

1. Die Untersuchungsbemühungen und Untersuchungsmethoden haben sich heute so verbessert, daß wir viele Arten und insbesondere kleinere Formen erstmalig erkennen und bestimmen können; giftige Arten fallen uns auch heute auf, weil sich ihre toxischen Eigenschaften erst seit der Einrichtung von Marikulturvorhaben durch sichtbares Fischsterben auswirken.
2. Arten aus fernen Meeresgebieten sind durch Ballastwasser, seegehende Schiffe in unsere Meeresgebiete verschleppt und können sich im Biotop der Kieler Bucht und der Förden behaupten und Blüten bilden.
3. Erhöhte Stickstoffeinträge fördern Phytoplanktonblüten in den Sommermonaten zu einer Zeit, in der vornehmlich Dinoflagellaten dominant sind und diese Gruppe repräsentiert den Hauptanteil toxischer Algenarten.

Die Diskussion dieser Hypothesen soll an dieser Stelle nicht fortgeführt werden. Warscheinlich spielen alle 3 Faktoren zusammen und wirken sich bei der einen oder anderen Art mit unterschiedlichem Gewicht aus.

Weil aber immer mehr toxische Arten in unseren Meeresgebieten beobachtet werden, muß ein gründliches Artenmonitoring empfohlen werden, das einen hohen Stand an taxonomischen Kenntnissen verlangt und eine sehr gute Ausrüstung an optischen und elektronenmikroskopischen Geräten voraussetzt. Giftige Mikroalgen fordern weltweit immer wieder Todesopfer und verursachen sehr viele Krankheitsfälle.

Während der Arbeiten im biologischen Monitoring der westlichen Ostsee sind seit 1985 eine große Anzahl von Datensätzen entstanden, die zu einer Reihe von Erkenntnissen geführt haben. Gleichzeitig werfen diese Datensätze aber auch unzählige Fragestellungen auf und geben einen Einblick, wie differenziert und in vielen Teilen noch gänzlich unverstanden das Ökosystem der westlichen Ostsee ist.

Neben der Gewinnung der eigentlichen Monitoring-Daten wurden in den Jahren seit 1985 immer wieder verschiedene Aspekte, die eng mit den Monitoring-Daten verbunden sind, in Prozeßstudien untersucht (PEX, SKAGEX, Partikelfluß) oder in speziellen Laborexperimenten simuliert (Studie zur Eisenlimitierung, Batch-Kulturuntersuchungen an toxischen Arten) (Horstmann und Gelpke 1991) oder es wurde versucht, durch die Anwendung und Entwicklung neuerer Methoden weitere Erkenntnisse zu erlangen (Fernerkundung, Modellentwicklung) (Horstmann 1988). Diese Untersuchungen haben schon heute zu einer Anzahl greifbarer Ergebnisse geführt. Die Monitoring-Daten werden jedoch trotz ihrer oben angedeuteten Mängel mit den Jahren Erkenntnisse aufzeigen, die den Aufwand ihrer Erlangung voll rechtfertigt.

## Literatur

- Aertebjerg Nielsen, G., 1985: Aarsager til iltsvind i Kattegat og Baelthavet. Vand og Miljø 2, 59-62.
- Babenerd, B. und B. Zeitzschel, (1985): Trends für eintragsrelevante Faktoren und für die Nährsalzkonzentration im Wasser der Kieler Bucht - Abschlußbericht UBA FB 85-107 zum UBA-Projekt Wasser 102 04 215 Teilvorhaben 5, Umweltbundesamt Berlin, 1-49.
- Babenerd, B., 1991: Increasing Oxygen Deficiency in Kiel Bay, Western Baltic, Meeresforschung 33, 121-141.
- Gerlach, S. 1993: Kann die Nitzschia (Pseudonitzschia)-Kieselalgen gebildete Donosäure für Muschelesser in Deutschland gefährlich werden? Abhandlungen Ernährungswiss. Bericht der Deutschen Fischindustrie, im Druck.

- Hansen, H.-P., 1993: pers. Mitteilung (siehe auch diesen Band).
- HELCOM, 1988: Guide-lines for the Baltic Monitoring Programme for the Third Stage. Baltic Sea Environmental Proceedings **27**, 1-161.
- Horstmann, U., 1985: Möglichkeiten der Erkennung von Produktionsprozessen durch Satellitenaufnahmen in Nord- und Ostsee. Abschlußbericht UBA-FB 85-107 zum UBA-Projekt Wasser 102 04 215, Teilvorhaben 5, Umweltbundesamt Berlin, 1-17.
- Horstmann, U., 1988: Satellite remote sensing for estimating coastal offshore transports. In: Coastal-offshore ecosystem interactions (B.-O. Jansson, ed.), Springer-Verlag Berlin etc., 50-66.
- Horstmann, U., G. Hällfors, A. Nieme und B. Zeitzschel, 1989: Baltic Sea Phytoplankton Identification Sheets. Ann. Bot. Fennici, **26**, 87-88.
- Horstmann, U. und N. Gelpke, 1991: Algal growth stimulation by chelatisation. Risks associated with complexants in P-free washing agents. Revue Internationale d'Océanographie, Medecale, Vol. **100-104**, 260-264.
- Horstmann, U. und F.J. Jochem, 1990: Report of the activities and results of the investigations on the Chrysochromulina bloom in the FRG. In: Water Pollution Research Report Commission of the European Communities, Brüssel **12**, 75-92.
- Isermann, K., 1988: Emission sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von  $\text{NH}_x$  aus der Landwirtschaft Westeuropas. Tagung der Sektion Weltnahrung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten, 27.-28. September 1988 in der Wingst, manuscript, 1-9 (Dr. K. Isermann, Landwirtschaftliche Versuchsstation Limburgerhof der BASF Aktiengesellschaft, Postfach 220, D-6703 Limburgerhof, Deutschland.).
- Jensen-Huß, K., 1990: Raumzeitliche Analyse atmosphärischer Stoffeinträge in Schleswig-Holstein und deren ökologische Bewertung. Dissertation Christian-Albrechts-Universität Kiel, 1-75.
- Kimor, B., A.G. Moigis, V. Dohms und C. Stienen, 1985: A case of mass occurrence of *Prorocentrum minimum* in Kiel Fjord. Mar Ecol. Prog. **27**, 209-215.
- Krey, J., B. Babenerd and J. Lenz, 1978: Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht: 1957-1975. 1. Datenband. Berichte Inst. Meereskunde Kiel, **54**, 1-113.
- Maestini, S.Y., A. Sournia and A. Herbland, 1993: Measuring phytoplankton production in 1992 and coming years: a dilemma? In: Measurement of primary production from the molecular to the global scale, edited by W. Li and S.Y. Maestini. ICES Marine Science Symposia (in press).
- Maske, H., 1993: Long-term decrease in secchi depth and increase in seston concentration without a concomitant increase of chlorophyll a concentration in Kiel Bight, Western Baltic. Manuscript Dept. de Ecologia CICESE Apdo. Postal 2732-22880 Ensenada B.C. N. Mexico.



- Schulz, S., J.M. Leppänen, G. Behrends, G. Breuel, P. Ciszewski, U. Horstmann, K. Kononen, E. Kostrichkina, F. Möhlenberg, O. Sandstöm, M. Viitasalo, T. Willen and G. Aertebjerg, 1990: Pelagic Biology. Second Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background Document. Helsinki Commission. *Baltic Environment Proc.* **35B**, 69-108.
- Smetacek, V., B. v. Bodungen, K. v. Bröckel, B. Knoppers, P. Martens, R. Peinert, F. Pollehne, P. Stegmann and B. Zeitzschel, 1987: Seasonality of plankton growth and sedimentation. In: *Seawater - sediment interactions in coastal waters* (J. Rumohr, E. Walger and B. Zeitzschel, eds.) Springer Verlag Berlin etc., 34-56.

## **Mikrobiologie des Ostsee-Monitorings**

von

Hanna C. Giesenhausen

### **Zusammenfassung**

Die mikrobiologischen Routineuntersuchungen wiesen eine mit größerer Küstennähe zunehmende Entkopplung von bakterieller Produktion und Primärproduktion nach. Bakterien sind bei ausreichendem Angebot an anorganischen Nährstoffen in der Lage, im Wasser gelöste organische Kohlenstoffverbindungen aufzunehmen. Dieser Pool ist in der Ostsee groß und kann unabhängig vom Phytoplankton genutzt werden. Die Eutrophierung der Ostsee hat daher nicht nur einen direkten Einfluß auf die Primärproduzenten sondern auch auf Bakterien. Es ist deshalb sinnvoll, zukünftig die Parameter bakterielle Produktion und Biomasse in die Reihe der obligatorischen Parameter des biologischen Monitorings aufzunehmen. Die stärkste Reaktion auf Veränderungen im Nährstoffhaushalt des Untersuchungsgebietes wurde für die Saprophyten nachgewiesen. Speziell bei Untersuchungen in Küstennähe sollte dieser Parameter bestimmt werden. Für die Erkennung langzeitlicher Entwicklungen eignet sich aus mikrobiologischer Sicht von den bisher untersuchten Parametern die Gesamtbakterienzahl am besten.

### **Einleitung**

Seit Oktober 1985 werden kontinuierliche mikrobiologische Untersuchungen im Rahmen des biologischen Ostsee-Monitorings durchgeführt. Der erste Schritt in einer langfristig durchzuführenden Untersuchung, wie das Monitoring sie darstellt, bestand darin, die methodischen und logistischen Grundlagen zu erarbeiten.

Das bedeutete einerseits die Entwicklung neuer Methoden und andererseits die Adaption bewährter Verfahren an einen routinemäßigen Einsatz. Die Bewertung zur Einsatzfähigkeit unterlag im wesentlichen zwei Kriterien: Der möglichen Eignung einer Methode, langfristige Entwicklungen im Ökosystem Ostsee zu dokumentieren, sowie besondere biologische Prozesse und deren potentielle Auswirkungen auf das System zu erfassen bzw. vorherzusagen. Ein weiteres Merkmal sollte ihre Durchführbarkeit von allen Ostseeanrainerstaaten sein.

Zusätzlich zu den regelmäßigen Untersuchungen wurden jährlich wiederkehrende Studien mit unterschiedlicher Themenstellung, möglichst unter Beteiligung anderer Länder (Joint Multinational Cruises), in an das eigene Untersuchungsgebiet angrenzende Bereiche der Ostsee empfohlen. Diese Ausfahrten dienten der Erforschung der Rolle der Bakterien im mikrobiellen Nahrungsnetz und ihrer Auswirkungen auf höhere trophische Ebenen zu unterschiedlichen Jahreszeiten, in Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration, dem Grad an Verschmutzung, regionalen Unterschieden etc.

### **Routineuntersuchungen / Parameter**

Das mikrobiologische Routine-Meßprogramm beinhaltete anfangs die Bestimmung bakterieller Aktivität anhand der Turnoverrate von radioaktiv markierter Glukose. Sie gibt an, wieviel Prozent der in der Probe natürlich vorhandenen gelösten Glukose, welche eine wesentliche Komponente im Pool der gelösten organischen Verbindungen im Meerwasser darstellt (Bölter 1981), von den Bakterien umgesetzt wird. Außerdem wurde die Anzahl coliformer Bakterien, sowie die der Saprophyten bestimmt. Bei letzteren handelt es sich um eine aktive bakterielle Subpopulation, die auf Pepton-Hefe-Agar Kolonien bildet. Saprophyten können leicht metabolisierbare Nährstoffe wie Eiweiß und einfache Kohlenhydrate rasch aufnehmen, sich dementsprechend vermehren und damit als Indikatororganismen für die organische Belastung eines Gewässers herangezogen werden. Beide Bakteriengruppen dienen primär der Erfassung der hygienischen Qualitäten der Ostsee. In diesen Bericht werden nur Saprophytenzahlen vorgestellt, da sie zu den Standardparametern gehören.

Der Beginn des mikrobiologischen Monitorings 1985 fiel in ein Jahrzehnt, welches aus mikrobiologischer Sicht viele methodische Veränderungen bzw. "Neuerscheinungen" mit sich brachte. Anfang der achtziger Jahre wurden die Grundlagen für eine schnelle und präzise Bestimmung bakterieller Sekundärproduktion (BSP) geschaffen. Von den zahlreichen vorgeschlagenen Methoden haben sich heute international besonders zwei Verfahren durchgesetzt: Die Berechnung der BSP aus der Aufnahme radioaktiv markierten Thymidins (Fuhrmann und Azam 1982) und aus der Inkorporation radioaktiv markierten Leucins (Kirchmann et al. 1986). Die Thymidin-

Methode wurde 1988 in die Monitoring-Routineuntersuchungen aufgenommen. Gleichzeitig wurde zunehmend Gewicht auf eine international einheitliche Bestimmung der Abundanz der Bakterien (GBZ) und ihres Volumens gelegt, um einheitliche Voraussetzungen zur Berechnung des in Bakterienbiomasse (GBB) eingebundenen organischen Kohlenstoffs zu schaffen. Daher werden seit 1988 GBZ und GBB mittels Epifluoreszenzmikroskopie (Zimmermann 1977) unter Verwendung des Fluoreszenzfarbstoffes Acridin Orange (Porter & Feig 1980) und eines New Porton G12 Zählrasters (Graticules Ltd., U.K.) bestimmt.

Neben ihrer Rolle als Destruenten und Remineralisierer sind Bakterien auch in der Lage, frei verfügbare niedermolekulare anorganische und organische Verbindungen aufzunehmen und Biomasse zu produzieren. Dies kann in Abhängigkeit vom Phytoplankton erfolgen, aber auch unabhängig, wenn andere Quellen z. B. durch die Verschmutzung eines Gewässers vorliegen. In küstenfernen bzw. nährstoffverarmten Gebieten sind Bakterien in der Regel auf primärproduzierte Kohlenstoffverbindungen angewiesen. In diesem Fall ist die Kopplung zwischen Phytoplankton und Bakterien sehr eng und die Bakterien sind den Primärproduzenten untergeordnet d. h. von ihnen abhängig. Von dem photosynthetisch fixierten Kohlenstoff, der in diesem System einer Art Recycling unterliegt kann aber zwischen 20 - 40 % in bakterielle Biomasse überführt werden - ein beträchtlicher Anteil!

Liegt andererseits ein eutrophiertes System vor, so können Bakterien und Phytoplankton unabhängig voneinander agieren. Der Grad der Entkopplung wird dann umso größer, je höher der Grad allochthonen Eintrags organischer Substanzen (Verschmutzung) ist und je ungünstiger die Bedingungen für die Primärproduzenten sind, z.B. niedrige Lichtintensitäten, wie sie im nordöstlichen Teil der Ostsee vorherrschen. Deutlich wird, daß gerade die zuletzt ins Monitoring aufgenommen Methoden darüber Aufschluß geben können, wieviel organischer Kohlenstoff an den Primärproduzenten "vorbei" in Biomasse überführt wird. Dies ist wichtig, da der in den Bakterien fixierte Kohlenstoff nach dem bisherigen Stand der Forschung nicht zwangsläufig zu den höheren Stufen der Nahrungskette transferiert wird und damit für den "Ertrag" des untersuchten Wasserkörpers verloren sein kann. Insgesamt gesehen wird das System Ostsee jedoch mit hochwertigem partikulärem organischen Material in Form von Bakterienbiomasse angereichert, welches potentiell höheren trophischen Stufen zur Verfügung steht. Die bakterielle Nutzung der gelösten organischen Substanz ist in der Ostsee um so größer, je mehr anorganische Nährstoffe in Relation zum Kohlenstoff vorhanden sind. Eintrag stickstoffhaltiger Komponenten führt zu einer

Steigerung bakterieller Aktivität und letztlich zu einer allgemeinen Produktionssteigerung, die allein über die Bestimmung der Primärproduktion, nicht erfaßt werden kann. Eine Veränderung der Umweltbedingungen, die die bakterielle Aktivität beeinflussen, haben einen Effekt auf die Entwicklung des gesamten Ökosystems Ostsee (Heinänen 1992).

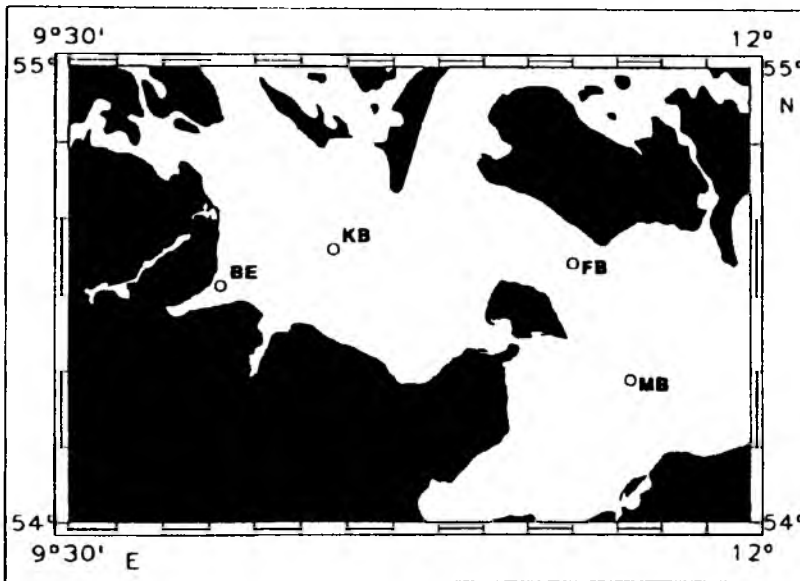
Je mehr Bakterien in einem aquatischen System existieren können, desto größer ist die Sauerstoffzehrung, eine grundlegende Voraussetzung für die Bildung von  $H_2S$ .  $H_2S$ -Entstehung setzt jedoch gleichzeitig eine unzureichende Nachlieferung von Sauerstoff voraus und tritt daher in Gebieten und zu Zeiten auf, in denen eine Durchmischung des Wassers durch eine stabile Dichteschichtung unterbunden ist. Erfüllt werden diese Bedingungen in der zentralen Ostsee und gelegentlich in küstennahen Gewässern während sommerlicher Stagnationsphasen (Ehrhardt & Wenk 1984, Giesenhausen & Hoppe 1991). Da  $H_2S$  auf höhere Organismen toxisch wirkt, sind anoxische Gebiete weitgehend mikrobiellen Populationen vorbehalten. Die Kenntnisse über Zusammensetzung und Dynamik dieser Populationen sind bis heute unzureichend.

Auf dieses Thema und die mögliche Entkopplung von Bakterien und Phytoplankton in Abhängigkeit vom Eutrophierungsgrad wird in den Kapiteln "zeitliche und regionale Aspekte" speziell eingegangen. Beide Inhalte sind von besonderer Wichtigkeit für die Bedeutung mikrobiologischer Untersuchungen im biologischen Monitoring und beinhalten Ansatzpunkte für zukünftige, die bisherige Routine begleitende Forschung bzw. neu zu konzipierende Meßprogramme.

### **Stationen, Datensätze**

Gemäß internationaler und nationaler Übereinkommen wurden verschiedene Stationen im Bereich der Kieler und der Mecklenburger Bucht über unterschiedlich lange Zeiträume beprobt. Die längsten kontinuierlichen Datensätze existieren für die Stationen Boknis Eck, Kieler Bucht, Fehmarn Belt (jeweils 7 Jahre) und Mecklenburger Bucht (6 Jahre) (Abb. 1). Alle Zeitreihen sind, obwohl sie in den Bereich der Langzeituntersuchungen eingeordnet werden müssen, zu kurz, um gesicherte Trends in der Entwicklung der Parameter mit Hilfe statistischer Methoden zu bestimmen. Hierzu wären ca. 200 Ereignisse notwendig, oder, unter Beibehaltung der bisher

größtenteils monatlich durchgeführten Probennahme, Daten über einen Zeitraum von ungefähr 15 Jahren. Aus diesem Grund werden Tendenzen in der Entwicklung mikrobiologischer Parameter im folgenden nach einfacheren Kriterien, d. h. nach der qualitativen Analyse von entsprechenden Zeitreihen bewertet.



**Abb. 1:** Mikrobiologische Routinestationen im Biologischen Monitoring. BE = Boknis Eck, KB = Kieler Bucht, FB = Fehmarn Belt und MB = Mecklenburger Bucht.

### Zeitliche Aspekte

Zur besseren Anschaulichkeit werden in diesem Kapitel nur Daten aus 2 m Tiefe vorgestellt. In ihrer generellen Tendenz unterscheiden sie sich nur unwesentlich von den Ergebnissen aus anderen Standardtiefen. Auf Ausnahmen wird im Text hingewiesen.

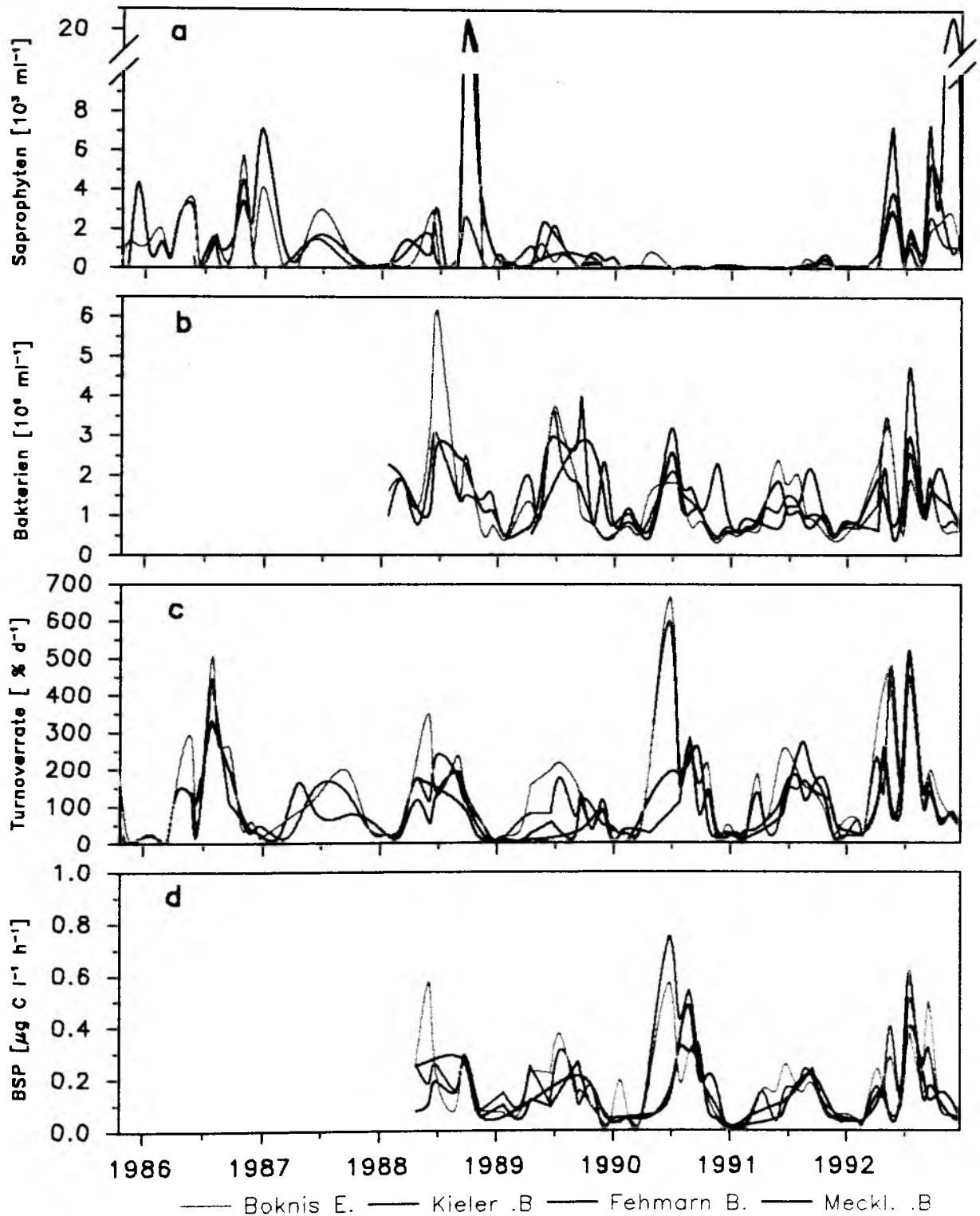
**Saprophyten.** Hinsichtlich dieses Parameters ist der Untersuchungszeitraum in zwei deutlich voneinander abgegrenzte Phasen unterteilbar (Abb. 2a). Der Beginn einer neuen Phase deutet sich in den Daten von 1992 an. Die erste Phase, 1986 - 1988, weist auf allen Stationen hohe Zahlen im Bereich von  $10^3$  -  $10^4$  Kolonien  $\text{ml}^{-1}$  auf, bei gleichzeitiger ausgeprägter Varianz der Werte im

jahreszeitlichen Verlauf. In Korrelation dazu wurde eine stetige Zunahme der Nährstoffkonzentrationen (Stickstoff und Phosphat, organisch und anorganisch) und eine steigende Tendenz in den Phytoplanktonbiomassen und der Primärproduktion beobachtet. Nach 1988 bis 1992 waren die Saprophytenzahlen an allen Stationen ca. eine Größenordnung niedriger und zeigten bei der gewählten Art der Darstellung kaum noch Schwankungen innerhalb eines Jahres. Ein weiterer Anstieg chemischer und planktologischer Daten, mit Ausnahme der Sauerstoffzehrung im Herbst, wurde nicht beobachtet. 1992 stiegen die Saprophytenzahlen wieder auf bis zu  $10^4$  Kolonien  $\text{ml}^{-1}$  an. Dies ist, verglichen mit den Vorjahren, zu einem nicht unerheblichen Teil in einem sehr heißen Sommer mit lang anhaltender Schönwetterperiode begründet. Dabei sind wahrscheinlich nicht die hohen Temperaturen selbst für diesen Effekt verantwortlich, sondern, nach Heinänen (1992), daran gekoppelte interaktive Phänome, wie beispielsweise Veränderungen im Nährstoffhaushalt. Gocke et al. (1987) wiesen für die Kieler Bucht keine Relation zwischen Temperatur und bakterieller Aktivität nach.

Auffällig ist die Ähnlichkeit zwischen den Daten von 1992 und 1988. In beiden Jahren wurde das Vorkommen von *Chrysochromulina*-Arten festgestellt. Während des Auftretens der Blüte im Mai 1992 entnommene Wasserproben zeigten keine auffällige Reaktion der mikrobiologischen Parameter auf diese Algenarten. Es bleibt deshalb offen, ob die Abundanzzunahme von Algen und Saprophyten unabhängig voneinander auf gutes Wetter zurückzuführen ist, oder ob die Bakterien mit zeitlicher Verzögerung durch das Auftreten der Algen in ihrem Wachstum stimuliert wurden. Da ein Großteil der *Chrysochromulina*-Arten toxisch ist, ist eine Anreicherung der Wassersäule mit totem abbaubarem Material nicht auszuschließen.

Die Saprophytenzahlen sind darüber hinaus durch eine wenig ausgeprägte Saisonalität gekennzeichnet. Bei der Betrachtung von Daten aus größeren Wassertiefen wurde jedoch erkennbar, daß diese eine deutliche Beziehung zu niedrigen Sauerstoffverhältnissen im Spätsommer/Herbst zeigten, während in Oberflächennähe eine Reaktion auf die Frühjahrsblüte zu beobachten war.

Die häufig zu beobachtende Ablehnung anderer Länder diesem Parameter gegenüber ist ungerechtfertigt, da die Saprophytenzahlen von allen mikrobiologischen Parametern grundsätzlich die stärkste Reaktion auf die besonderen Umweltbedingungen zeigten.



**Abb. 2:** Jahresgänge mikrobiologischer Parameter in 2 m Tiefe an den Routinestationen. a) Saprophytenzahlen, b) Gesamtbakterienzahlen, c) Turnoverrate gelöster Glukose und d) bakterielle Sekundärproduktion.

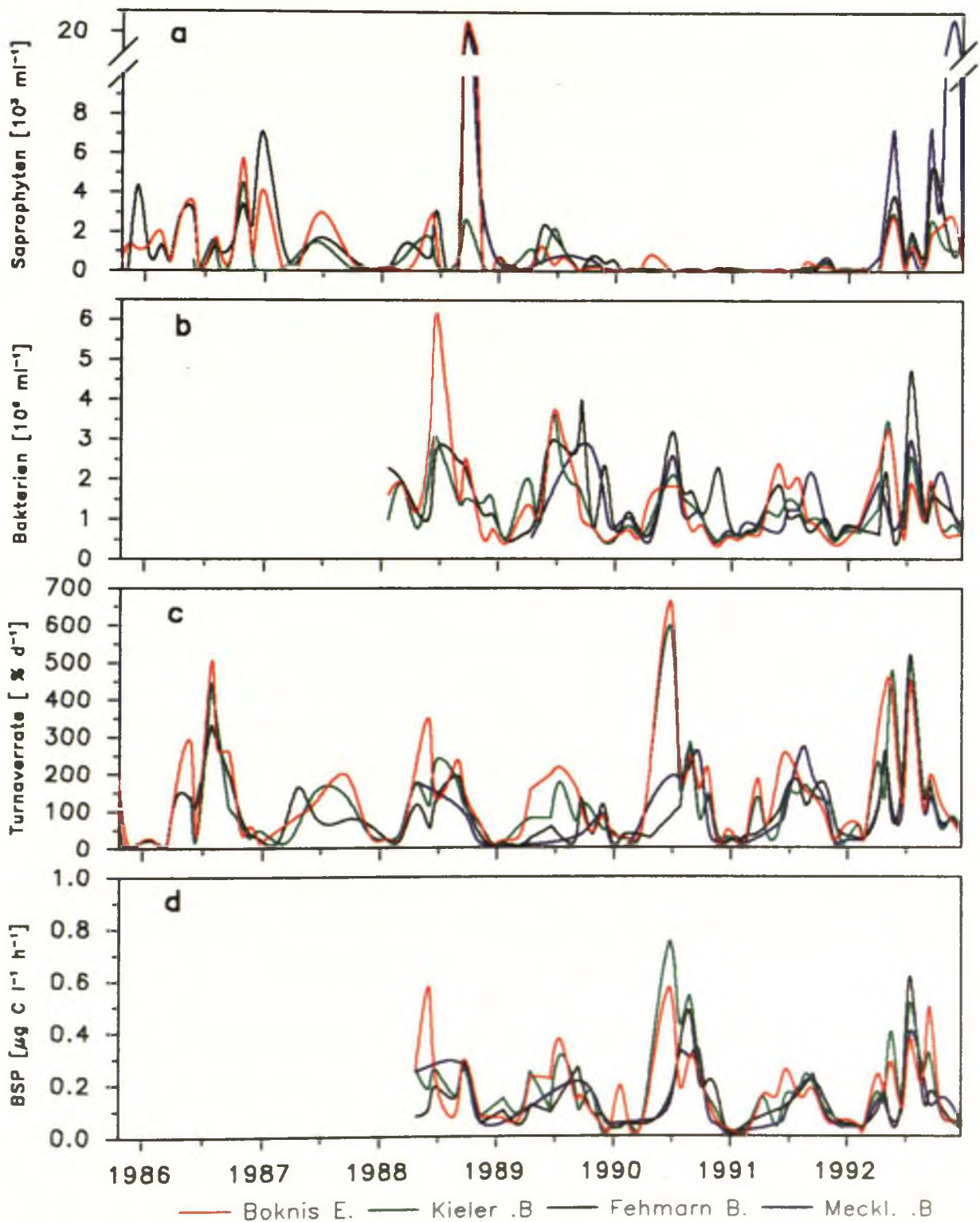


jahreszeitlichen Verlauf. In Korrelation dazu wurde eine stetige Zunahme der Nährstoffkonzentrationen (Stickstoff und Phosphat, organisch und anorganisch) und eine steigende Tendenz in den Phytoplanktonbiomassen und der Primärproduktion beobachtet. Nach 1988 bis 1992 waren die Saprophytenzahlen an allen Stationen ca. eine Größenordnung niedriger und zeigten bei der gewählten Art der Darstellung kaum noch Schwankungen innerhalb eines Jahres. Ein weiterer Anstieg chemischer und planktologischer Daten, mit Ausnahme der Sauerstoffzehrung im Herbst, wurde nicht beobachtet. 1992 stiegen die Saprophytenzahlen wieder auf bis zu  $10^4$  Kolonien  $\text{ml}^{-1}$  an. Dies ist, verglichen mit den Vorjahren, zu einem nicht unerheblichen Teil in einem sehr heißen Sommer mit lang anhaltender Schönwetterperiode begründet. Dabei sind wahrscheinlich nicht die hohen Temperaturen selbst für diesen Effekt verantwortlich, sondern, nach Heinänen (1992), daran gekoppelte interaktive Phänome, wie beispielsweise Veränderungen im Nährstoffhaushalt. Gocke et al. (1987) wiesen für die Kieler Bucht keine Relation zwischen Temperatur und bakterieller Aktivität nach.

Auffällig ist die Ähnlichkeit zwischen den Daten von 1992 und 1988. In beiden Jahren wurde das Vorkommen von *Chrysochromulina*-Arten festgestellt. Während des Auftretens der Blüte im Mai 1992 entnommene Wasserproben zeigten keine auffällige Reaktion der mikrobiologischen Parameter auf diese Algenarten. Es bleibt deshalb offen, ob die Abundanzzunahme von Algen und Saprophyten unabhängig voneinander auf gutes Wetter zurückzuführen ist, oder ob die Bakterien mit zeitlicher Verzögerung durch das Auftreten der Algen in ihrem Wachstum stimuliert wurden. Da ein Großteil der *Chrysochromulina*-Arten toxisch ist, ist eine Anreicherung der Wassersäule mit totem abbaubarem Material nicht auszuschließen.

Die Saprophytenzahlen sind darüber hinaus durch eine wenig ausgeprägte Saisonalität gekennzeichnet. Bei der Betrachtung von Daten aus größeren Wassertiefen wurde jedoch erkennbar, daß diese eine deutliche Beziehung zu niedrigen Sauerstoffverhältnissen im Spätsommer/Herbst zeigten, während in Oberflächennähe eine Reaktion auf die Frühjahrsblüte zu beobachten war.

Die häufig zu beobachtende Ablehnung anderer Länder diesem Parameter gegenüber ist ungerechtfertigt, da die Saprophytenzahlen von allen mikrobiologischen Parametern grundsätzlich die stärkste Reaktion auf die besonderen Umweltbedingungen zeigten.



**Abb. 2:** Jahresgänge mikrobiologischer Parameter in 2 m Tiefe an den Routinestationen. a) Saprophytenzahlen, b) Gesamtbakterienzahlen, c) Turnoverrate gelöster Glukose und d) bakterielle Sekundärproduktion.

**Gesamtbakterienzahlen.** Dieser Parameter, der 1988 ins Programm aufgenommen wurde, war während der beschriebenen zweiten Phase an allen Stationen, mit Ausnahme von Station Boknis Eck rückläufig (Abb. 2b). Auffällig ist die gleichmäßige, d. h. von geringen Varianzen überlagerte Ausprägung der saisonalen Komponente, ein Charakteristikum dieses konservativen Parameters. Kurzfristige Veränderungen im System beeinflussen die GBZ nur unwesentlich. Sie eignet sich daher besser als andere Parameter zur Erkennung langfristiger grundsätzlicher Tendenzen. Bei der GBZ war 1992 wie bei den Saprophytenzahlen ein Anstieg zu verzeichnen, jedoch weniger extrem.

**Glukose-Turnover.** Anders als bei den bisher angesprochenen Parametern zeigte die Turnoverrate von Glukose in der ersten Phase eine abfallende und in der zweiten Phase eine gleichbleibende bis ansteigende Tendenz, die die Daten von 1992 mit einschließt (Abb. 2c). Allgemein sind die Turnoverraten als hoch einzustufen, eine Folge der sehr milden Winter während des gesamten Untersuchungszeitraumes. Da sich die Turnoverrate 1989 - 1991 eher gegenläufig zur GBZ entwickelte, kann daraus geschlossen werden, daß sich in diesem Zeitraum der Pool an gelösten organischen Verbindungen verringerte: Die zahlenmäßig kleiner werdende Bakterienpopulation war trotzdem in der Lage, ihre Umsatzraten beizubehalten. Dies ist nur möglich, wenn die umzusetzenden Stoffe an Menge abnehmen. Dafür, daß dies tatsächlich der Fall war, sprechen die sehr niedrigen Saprophytenzahlen in diesem Zeitraum. Enorm hohe Turnoverraten deuten in diesem Zusammenhang eine regelrechte Armut an gelösten niedermolekularen Verbindungen an. In der ersten Phase ist dementsprechend vom Gegenteil auszugehen, d. h. die Belastung der Westlichen Ostsee mit organischem Material war höher. Die Daten von 1992 weisen Übereinstimmungen mit denen der ersten Phase auf. Allerdings sind die Turnoverraten in Relation zur GBZ erhöht. Von einer Steigerung in der organischen Belastung, wie sie die Saprophytenzahlen andeuten, ist daher nur begrenzt auszugehen. Sie kann jedoch, als sekundärer Effekt, verbunden mit den hohen Temperaturen von April bis Oktober dieses Jahres, nicht ausgeschlossen werden.

**Bakterielle Produktion.** Eine Tendenz in der zeitlichen Entwicklung dieses Parameters ist nicht zu erkennen. Maxima und Minima verlaufen zwar ähnlich zu denen der Turnoverraten, spiegeln sich aber in der Regel nicht in den Bakterienzahlen wieder. Hier zeigt sich deutlich, daß die Datensätze für Tendenzanalysen, geschweige denn für die Bestimmung von Trends, noch viel zu kurz sind. Darüberhinaus reagiert die BSP, ebenso wie andere Aktivitätsparameter, stärker auf regionale Einflüsse und saisonale Besonderheiten. Anhand des gesamten Datenmaterials, das über

diesen Parameter vorliegt, wird deutlich, daß noch der Zeitpunkt der Probennahme die übergeordnete Rolle spielt und nicht langfristige Prozesse das generelle Bild bestimmen.

### **Regionale Aspekte**

Anhand der graphischen Darstellungen zur zeitlichen Entwicklung der Parameter werden nur geringfügige regionale Unterschiede erkennbar. Die Berechnung von Mittelwerten der vier Parameter zeigte, daß die Stationen in zwei Gruppen aufgeteilt werden können: Die Stationen Boknis Eck und Kieler Bucht sind durch vergleichsweise hohe BSP und Turnoverraten im Oberflächenbereich gekennzeichnet. Die konservativen Parameter GBZ und GBB sind in der Deckschicht an allen Stationen ähnlich. In 20 m Tiefe dagegen nehmen die Bakterien von West nach Ost, d. h. von der Station Boknis Eck zur Station Mecklenburger Bucht, zahlen- und volumenmäßig ab. Diese Tendenz gilt auch für die Saprophyten.

Abschätzungen über die Kopplung von BSP und Primärproduktion können darüber Aufschluß geben, ob diese Unterschiede stations- bzw. systemspezifisch sind, oder durch einen unterschiedlichen Grad an Verschmutzung hervorgerufen werden. Wie oben erwähnt sollte die Kopplung umso enger sein, je oligotropher das untersuchte Gebiet ist.

Um diese Abschätzungen vornehmen zu können, wurden BSP- und Primärproduktionswerte aller vier Stationen aus jeweils 2 und 10m log-transformiert und auf Normalverteilung getestet. Die anschließend durchgeführte Korrelationsanalyse (Methode der kleinsten Quadrate) paßte die Daten in ein lineares Modell der Beziehung  $\log Y = b \log X + a$  ein.

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zusammengefaßt. Dabei zeichnet sich eine deutliche Tendenz von der Station Boknis Eck zur Station Mecklenburger Bucht ab: Die Regressionsgraden werden zunehmend steiler, die Korrelation der Werte zunehmend besser, und der Schnittpunkt mit der y-Achse weist immer niedrigere Werte auf. Ähnliches gilt für hier nicht angeführte Korrelationsanalysen mit Biomassedaten von Bakterien und Phytoplankton. Simon et al. (1992) verglichen auf diese Weise Biomassedaten aus marinen und limnischen Biotopen. Hierbei zeigte sich, daß in beiden Lebensräumen eine ähnliche Kopplung zwischen Bakterien und

Phytoplankton existiert (gleiche Steigung der Regressionsgeraden), limnische Systeme aber mehr Bakterien ernähren können (höherer Schnittpunkt mit der y-Achse). Dies wurde auf einen höheren allochthonen Eintrag bakteriell verwertbaren Materials zurückgeführt. Vergleicht man im vorliegenden Fall die beiden extremsten Stationen, Boknis Eck und Mecklenburger Bucht, so leben an der Station Boknis Eck Bakterien und Phytoplankton relativ unabhängig voneinander,

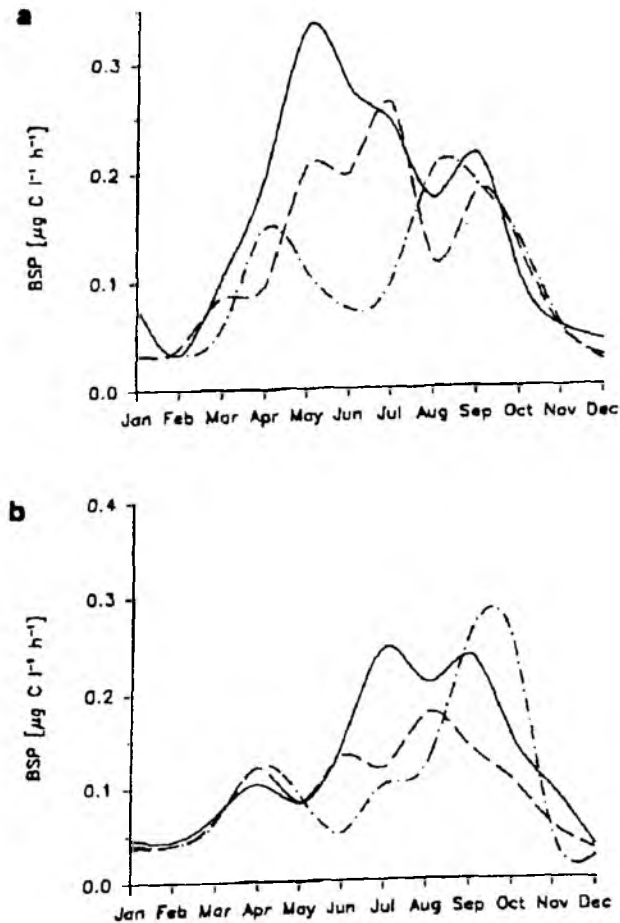
**Tabelle 1:** Statistische Parameter der Regressionsanalyse log-transformierter Daten der Variablen bakterielle Produktion (BSP,  $\mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) und Primärproduktion (PP,  $\mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) aus 2 und 10 m Tiefe. n = Anzahl der Daten, SSX = Summe der Quadrate der unabhängigen Variablen,  $p > 0.005$ , slope = Steigung der Regressionsgeraden, Y-Int. = Schnittpunkt der Y-Achse.

Station	Y,X	n	Slope	Y-int	r	SSX	F
Boknis E.	BSP PP	94	0.30	-0.54	0.28	17.74	7.91
Kiel B.	BSP PP	91	0.52	-0.89	0.46	16.24	23.77
Feh. B.	BSP PP	85	0.57	-1.08	0.58	10.83	43.47
Meckl. B.	BSP PP	62	0.89	-1.64	0.72	10.51	65.81

aber eine hohe bakterielle Produktion am Standort ermöglicht wird. Die BSP kann hier in der euphotischen Zone vereinzelt ebenso hohe Werte erreichen wie die Primärproduktion. An der Station Mecklenburger Bucht dagegen sind bakterielle Prozesse eng mit denen des Phytoplanktons gekoppelt, in deren Folge die Primärproduktion der BSP grundsätzlich übergeordnet ist.

Als Erklärung für einen Wechsel in den beschriebenen Systemzuständen ist, bezogen auf das Untersuchungsgebiet, von West nach Ost von einer tiefgreifenden Veränderung der biotischen und abiotischen Faktoren auszugehen. Hierfür ist zum einen offensichtlich ein unterschiedlich großer allochthoner Eintrag organischen Materials verantwortlich. Zum anderen verdeutlichen ergänzende Auswertungen, daß die steuernden Größen an den Stationen unterschiedlich lange und zu unter-

schiedlichen Jahreszeiten ansetzen: An Station Boknis Eck zieht sich die produktive Phase der Bakterien von Frühjahr bis Herbst fast unvermindert hin (Abb. 3a); eine "Klarwasser-Phase" im Anschluß an die Frühjahrsblüte, wie sie z. B. an Station Fehmarn Belt vorkommt, existiert hier aus mikrobiologischer Sicht nicht (Abb. 3b).



**Abb. 3:** Mittlere Jahressgänge bakterieller Sekundärproduktion (1985-1992) auf den Stationen Boknis Eck (a) und Fehmarn Belt (b) in 2 m (—), 10 m (-----) und 20 m Tiefe (-.-.-.).

Die Ergebnisse der Routine-Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen: An allen Stationen ist die organische Belastung vom mikrobiologischen Standpunkt aus seit 1988 zurückgegangen. Einem Gradienten von West nach Ost folgend, wird sie ferner von der Station Boknis Eck

zur Station Mecklenburger Bucht geringer. An küstennahen Standorten, die keine große Exponiertheit gegenüber Strömungen aufweisen, ist daher von einer relativ hohen Einbindung organischen Kohlenstoffs (und damit auch anorganischer Nährstoffe) in Bakterien auszugehen, die nicht an primärproduzierten Kohlenstoff gebunden ist. Aus diesem Grund sind im Küstenbereich mikrobiologische Untersuchungen besonders wichtig, da eine Eutrophierung der Gewässer nicht allein das Wachstum der Primärproduzenten stimuliert, sondern - ebenso primär - das Wachstum der Bakterien.

Einige Parameter der Langzeituntersuchungen, wie z. B. die Turnoverrate von Glukose, zeigen deutlich, daß auch eine Verlängerung der Datensätze die Analyse von Trends nicht unbedingt vereinfachen muß. Regionale und saisonale Besonderheiten bestimmen bei 12 Ausfahrten pro Jahr stark den Gesamtverlauf der Kurven. Daher sollte, wie dies auch von der Helsinki Commission vorgeschlagen wurde, in Zukunft mehr Gewicht auf biologische Prozeßstudien gelegt werden. Diese Art der Untersuchungen werden einen direkteren Einblick in die Reaktion des Ökosystems Ostsee auf Verschmutzung ermöglichen und weitere Muster in dessen grundsätzlichen Abläufen aufzeigen. Um ein vollständiges Bild zu erhalten, ist hierbei das Zusammenwirken aller Monitoring-Disziplinen erforderlich.

### **Untersuchungen zur Probennahmestrategie**

In den Richtlinien zum Monitoring sind sogenannte Standardtiefen zur Probennahme an den Stationen enthalten. Die Probennahmestrategie des Routineprogramms muß zum einen die Erstellung eines standardisierten, kontinuierlichen und für Trendanalysen genügend großen Datensatzes gewährleisten. Zum anderen sollte sie aber auch außergewöhnliche und kurzfristige Prozesse erfassen können. Hierbei stehen sicherlich solche im Vordergrund, die zur Beurteilung des ökologischen Zustandes der Ostsee von Bedeutung sind, wie z. B. Sauerstoffzehrung, das Auftreten besonderer Algenblüten etc. Die Beprobung von der Standardtiefen 2, 10 und 20 m (Kieler Bucht 15 m) kann diesen Forderungen nur bedingt gerecht werden.

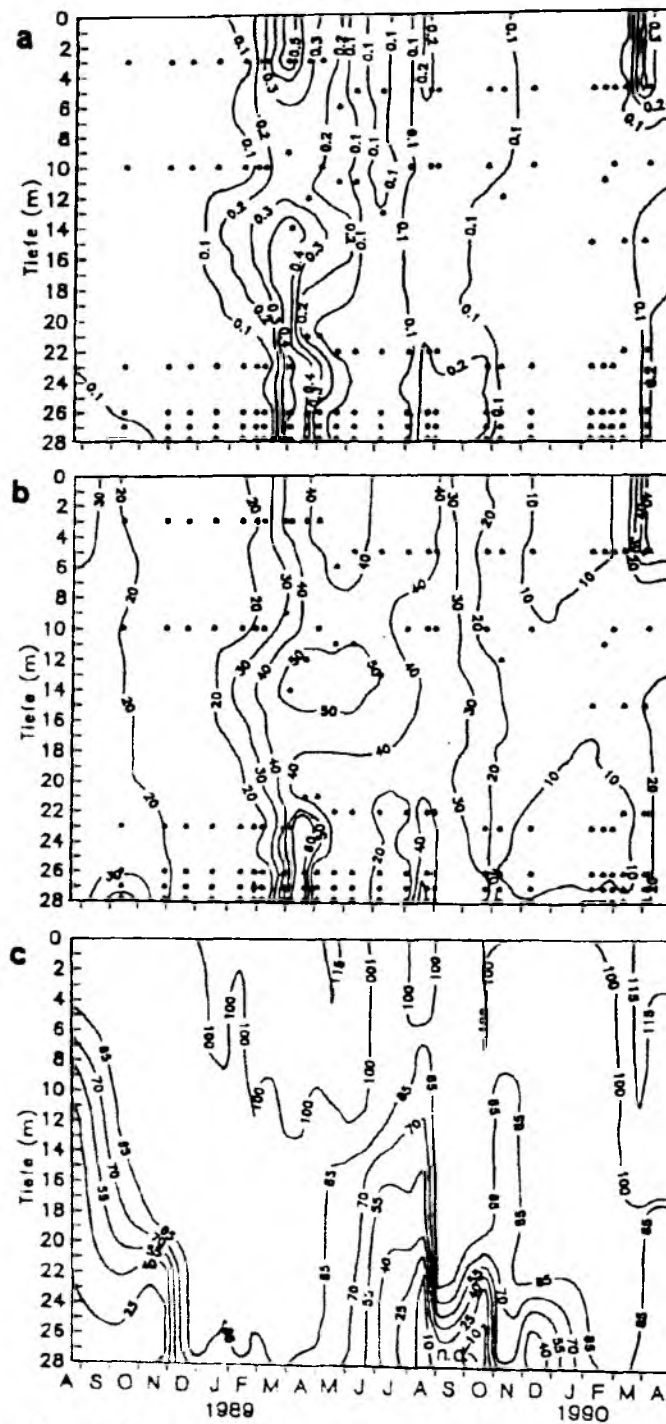
Aufgrund der dargestellten Problematik wurden Daten einer Langzeituntersuchung vor Boknis Eck (August 1988 - April 1990) unter diesem Aspekt ausgewertet. Mikrobiologische Parameter

wurden in dieser Studie in zwei- bis vierwöchigem Abstand bestimmt, wobei der Schwerpunkt der Untersuchungen im unteren Drittel der 28 m tiefen Wassersäule lag. Die tiefste Probe wurde 20 cm über der Sedimentoberfläche entnommen.

Die Auswertung ergab, daß verstärkter Eintrag organischen Materials während der Frühjahrs- bzw. Herbstblüte zu einem ausgeprägten Anstieg bakterieller Produktion und Biomasse im bodennahen Wasser führten (Abb. 4a und 4b). Maxima in der Vertikalverteilung mikrobiologischer Parameter können zu diesen Zeiten durchaus im bodennahen Teil der Wassersäule und nicht in der Deckschicht beobachtet werden. Grundsätzlich ist die bodennahe bakterielle Aktivität ebenso saisonalen Schwankungen unterworfen, wie die im oberflächennahen Bereich. Außerdem führte der saisonal im Spätsommer auftretende Sauerstoffschwund an dieser Station zu Veränderungen in der Vertikalverteilung bakteriologischer Parameter, die sich im Oberflächenbereich nicht widerspiegelten. Sauerstoffarme Bedingungen in der bodennahen Wasserschicht (August - Oktober 1989) hatten einen Anstieg bakterieller Produktion und Biomasse zur Folge, der nicht mehr proportional zum abnehmenden Sauerstoffgehalt verlief. Jahresmittelwerte der bakteriellen Produktion und Biomasse in den oberen 20 m und den unteren 8 m der Wassersäule aus allen Daten ergaben ähnlich hohe Werte. Nichtberücksichtigung von Daten während sauerstoffarmer (mikroaerober) und anoxischer Bedingungen (Oktober 1989) resultierten in deutlich niedrigeren Mittelwerten für den bodennahen Bereich.

Aus der Vertikalverteilung der Sauerstoffsättigung im Untersuchungszeitraum (Abb. 4c) wird deutlich, daß die für bakterielle Stoffumsätze wichtige Zone auf den Wasserkörper unterhalb von 20 m Tiefe beschränkt war. Der saisonal in weiten Teilen der Ostsee auftretende Sauerstoffschwund ist eines der schwersten ökologischen Probleme für viele bodennah lebende Organismen. Auf Bakterien dagegen wirken mikroaerobe Zustände stimulierend. Sie beschleunigen daher die Sauerstoffzehrung zusätzlich bis zum Erreichen anaerober Bedingungen. Dies führt zwar zu einer drastischen Veränderung der bakteriellen Population, nicht jedoch, wie es bei höheren Organismen der Fall ist, zu einem Absterben der Gesamtpopulation. Daran gekoppelt ist die Freisetzung großer Mengen anorganischer Nährstoffe (Phosphat, Ammonium) aus dem Sediment, die günstige Bedingungen für den Aufbau chemoautotropher Bakterienpopulationen darstellen. Hiervon können wiederum indirekt heterotroph lebende Bakterien profitieren. Mikroaerobe/anoxische Bedingungen stellen daher eines der Ereignisse dar, in denen die Bakterien unabhängig von den Primärproduzenten, relativ hohe Biomassen produzieren können.





Um Monitoring relevante Prozesse zu erfassen, ist die Beprobung der Standartiefen deshalb, zumindest für bestimmte Bereiche im Monitoring-Gebiet, nicht ausreichend. Aus diesem Grund wurde das Routine-Programm im Mai 1991 um zwei variable Probenentnahmetiefen ergänzt: Auf allen Stationen wird eine bodennahe Probe in 2 - 3 m Abstand vom Sediment entnommen, eine weitere aus der HauptDichtesprungschicht, wenn diese ausgebildet ist.

Die variabel platzierbaren Proben ermöglichen nunmehr die Erfassung von Prozessen im bodennahen Bereich, von drastischen Veränderungen der Umweltbedingungen durch Eindringen von Wasser aus anderen Teilen der Ostsee in unterschiedliche Tiefenhorizonte, sowie von planktologisch interessanten Wasserschichten. Eine gezielte Probennahme bei Auftreten ungewöhnlicher oder toxischer Algenblüten, um deren Auswirkungen auf die Bakterien zu erfassen, ist seitdem möglich. Ferner wird durch die bessere Auflösung des Wasserkörpers in Zukunft eine zufriedenstellende Integration der Werte über die gesamte Wassersäule ermöglicht und damit eine Abschätzung der bakteriellen Produktion gegenüber der Primärproduktion im Untersuchungsgebiet, auf welche bisher bewußt verzichtet wurde, wirklich zulässig.

### **Untersuchungen im Gotlandtief**

Mikrobiologische Untersuchungen im zentralen Teil der Ostsee begannen in Kiel bereits im Vorfeld des internationalen Monitorings und wurden danach in Zusammenarbeit mit ausländischen Wissenschaftlern fortgesetzt. Sie beschäftigten sich in erster Linie mit der regionalen und vertikalen Verteilung der Bakterien und ihrer Rolle im pelagischen Nahrungsnetz. Spezielle Fragestellungen zielten auf die bakterielle Aktivität an oxisch/anoxischen Grenzschichten und im sulfidischen Milieu. Zu diesem Themenbereich existiert eine Vielzahl an Veröffentlichungen, z. B. von Gast & Gocke (1988), Rheinheimer *et al.* (1989), Gocke (1989), Heinänen & Kuparinen (1991), um nur einige zu nennen. An dieser Stelle soll jedoch keine Zusammenfassung der darin enthaltenen Ergebnisse wiedergegeben werden. Grundsätzliche Erkenntnisse sind bereits im Kapitel "Parameter" angesprochen worden.

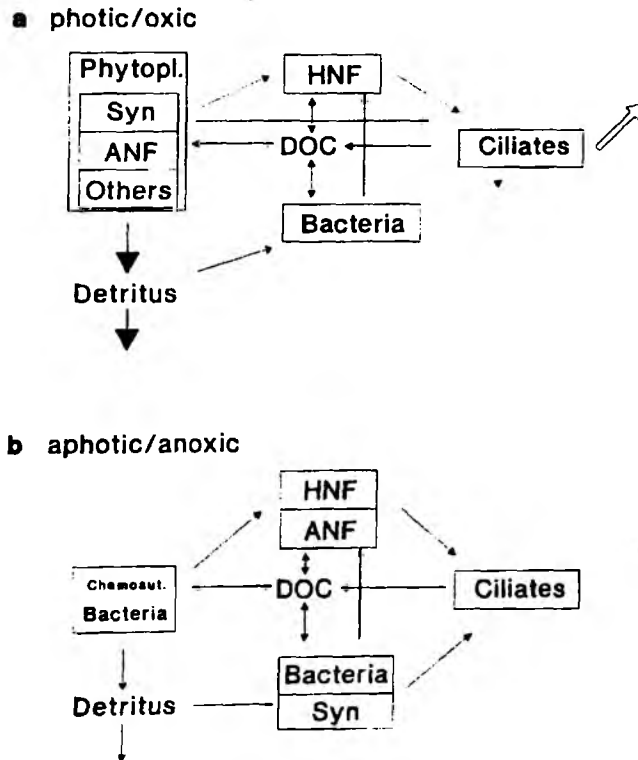
Innerhalb des BAMBI-Projektes (**B**altic **M**icrobial **B**iology Investigation) wurden seit 1990 in Zusammenarbeit von Kieler Mikrobiologen und Planktologen jährlich wiederkehrende Ausfahrten während der Sommermonate in die zentrale Ostsee unternommen. Ein Schwerpunkt dieser

Untersuchungen war, Unterschiede in Struktur und Dynamik des mikrobiellen Nahrungsnetzes (auto- und heterotrophes Pico- und Nanoplankton) im oxischen, gegenüber dem im anoxischen Bereich der Wassersäule zu definieren.

Die sommerliche autotrophe Phytoplanktongemeinschaft im nährstoffverarmten Oberflächenbereich wird von kleinen coccalen Blaualgen des *Synechococcus*-Typs und Nanoflagellaten dominiert. Als Primärkonsumenten partikulärer organischer Substanz treten heterotrophe Nanoflagellaten auf. Heterotrophe Bakterien sind Primärkonsumenten gelösten organischen Materials und stehen mit dem Phytoplankton in Konkurrenz um gelöste anorganische Verbindungen. Ciliaten, als Sekundärkonsumenten partikulären organischen Materials, werden im folgenden vereinfachend als direkte Verbindung zu höheren trophischen Ebenen dargestellt, obwohl auch die meisten anderen Vertreter des mikrobiellen Nahrungsnetzes direkt von Tertiärkonsumenten aufgenommen werden können (Abb. 5a). Dadurch, daß die Primär- und Sekundärproduzenten so klein sind, ist dieser Zugriff jedoch stark herabgesetzt und ein Export von Kohlenstoff aus diesem Lebensraum gering. Darüberhinaus ist allen angesprochenen Vertretern des Pico- und Nanoplanktons gemeinsam, daß nur gelöste Komponenten ausgeschieden werden, die direkt wieder in den Pool an gelösten organischen Verbindungen eingehen und hier erneut von den Bakterien aufgenommen werden können. Insgesamt handelt es sich um ein sehr produktives System mit raschen Umsätzen organischen Kohlenstoffs, wobei die Wiederverwertbarkeit des Kohlenstoffs vor allem bei den Bakterien zur Ausbildung hoher Produktionsraten und Biomassen in Relation zum Phytoplankton führt.

Im anoxischen aphotischen Teil der Wassersäule wurde unterhalb der oxisch/anoxischen Grenzschicht ein ca. 10-facher Anstieg in den Abundanzen des phototrophen Pico- und Nanoplanktons im Verhältnis zum aphotischen oxischen Teil der Wassersäule festgestellt. Dabei wurden Werte von 2 bzw. 50 % der Oberflächenwerte erreicht. Gezielte Versuche ergaben, daß diese Organismen nicht nur lebensfähig, sondern sogar in der Lage waren, in der Gegenwart von  $H_2S$  zu wachsen. Da in diese Tiefen (unterhalb 130 m, Gotlandtief) kein Licht mehr eindringt, muß von einem heterotrophen bzw. phagotrophen Wachstum dieser Organismen ausgegangen werden. Auch die Bakterienzahlen steigen in diesem Bereich wieder an und erreichen ca. 50 % der Oberflächenwerte. Die Bestimmung der  $CO_2$ -Dunkelfixierung, als Maß für den chemoautotrophen Aufbau

organischen Materials, wies nach, daß ein Großteil dieser Bakterien autotroph ist. Die chemoautotrophe Produktion betrug ca. 20 % (in der oxisch/anoxischen Grenzschicht ca. 50 %) der im Oberflächenbereich gemessenen photoautotrophen Produktion. Abundanzen der heterotrophen



**Abb. 5:** Schematisches Modell des mikrobiellen Nahrungsnetzes in (a) photischen/oxischen und (b) aphotischen/anoxischen Tiefen im Gotlandtief während des Sommers. Die jeweils linken Boxen bezeichnen Primärproduzenten, die mittleren Primärkonsumenten partikulären bzw. gelösten organischen Materials und die rechten Sekundärkonsumenten. Die unterschiedlich dicken Pfeile deuten hinsichtlich des Detritus und des Transfers organischen Materials zu höheren trophischen Ebenen (rechts außen in den Abbildungen) unterschiedlich große Mengen an, die für das Nahrungsnetz als Ganzes gelten. Gepunktete Pfeile kennzeichnen untergeordnete Beziehungen.  
 Syn: *Synechococcus* spec., HNF: heterotrophe Nanoflagellaten, ANF: photoautotrophe (bzw. mixo-/phagotrophe) Flagellaten, DOC: gelöster organischer Kohlenstoff, Bakterien: heterotrophe Bakterien.

Nanoflagellaten nahmen innerhalb der Grenzschicht zu, jedoch nicht im sulfidischen Bereich. Hier waren sie aber häufiger vertreten als im darüberliegenden aphotischen, oxischen Teil der Wassersäule. An den Ciliaten wurde deutlich, daß mit dem Auftreten von  $H_2S$  zwar nicht der Tod einer Organismengruppe verbunden sein muß, diese aber drastischen Veränderungen unterworfen sein kann: Im sulfidischen Milieu traten völlig andere Arten als im Oberflächenbereich auf, die nachgewiesenermaßen (Fenchel & Finlay 1990, Fenchel *et al.* 1990) obligate oder fakultative Anaerobier sind. Ihre Abundanzen unterhalb der oxisch/anoxischen Grenzschicht sind mit wenigen Organismen pro Liter zwar sehr gering, ihre Anwesenheit vervollständigt jedoch das mikrobielle Nahrungsnetz: Alle Komponenten des Nahrungsnetzes im Oberflächenbereich sind auch im anoxischen Teil der Wassersäule vertreten - allerdings teilweise anders besetzt. In Abbildung 5b wird die aus den gewonnenen Ergebnissen postulierte Struktur des mikrobiellen Nahrungsnetzes vorgestellt: Die Rolle der Primärproduzenten in diesem System wird von chemoautotrophen Bakterien übernommen. Ihr Eintrag organischen Materials kann zu bestimmten Jahreszeiten durch allochthonen Eintrag über Sedimentation (z. B. Absinken von Phytoplanktonblüten) ergänzt werden. Als Primärkonsumenten der partikulären Fraktion treten heterotrophe und (vormals) autotrophe Nanoflagellaten gemeinsam auf. Die Nutzung der gelösten organischen Verbindungen im Wasser, sowie der Abbau partikulärer Substrate (Detritus) erfolgt durch heterotrophe Bakterien und Synechococcen.

Auto- und heterotrophe Prozesse unter anaeroben Bedingungen liefern deutlich weniger Energie als solche unter aeroben Bedingungen. Man könnte daher dieses Nahrungsnetz als "low-level" System bezeichnen, das gut funktionieren kann, aber hinsichtlich der ausgebildeten Biomassen und Produktionsraten auf einem deutlich niedrigeren Niveau abläuft als im Oberflächenbereich. An höhere trophische Ebenen kann daher kaum organischer Kohlenstoff weitergegeben werden. Dies mag der Grund für die niedrigen Ciliatenzahlen in diesem System sein: Diese Organismen fungieren bereits als letztes Glied im mikrobiellen anoxischen Nahrungsnetz, und übernehmen gewissermaßen die Rolle von Top-Prädatoren. Die Bedeutung der Bakterien in diesem System ist unübersehbar. Hier entscheiden sie nicht nur als Destruenten und Remineralisierer über das Schicksal gelöster und toter partikulärer Substanz, sondern dienen auch als Energielieferanten für das System.

Das hier vorgestellte anaerobe Nahrungsnetz ist eine Hypothese, die weiterer Untersuchungen bedarf. Sie wurde in einem Manuskript unter dem Titel "Phototrophic and heterotrophic pico- and nanoplankton in anoxic depths of the central Baltic Sea" von Detmer et al. (1993) formuliert und bei Marine Ecology Progress Series eingereicht.

### **Zusammenfassung und Ausblick**

Innerhalb des Biologischen Ostsee-Monitorings gehört die Mikrobiologie zu den jungen Disziplinen. Bei der ursprünglichen Aufstellung einheitlicher Richtlinien über Art und Umfang erforderlicher Messungen für alle am Monitoring beteiligten Ostsee-Staaten zur Beurteilung des Zustandes des Ostsee herrschte bezüglich der Aussagekraft mikrobiologischer Untersuchungen in diesem Themenbereich Skepsis. In diese Zeit fielen umfassende methodische Neuentwicklungen zur Bestimmung bakterieller Produktion und Biomasse. Diese Parameter, welche zur Charakterisierung der Bedeutung des mikrobiellen Anteils am Stoffumsatz im Meer von zentraler Bedeutung sind, befanden sich damals erst in der Erprobungsphase. Ferner waren nicht alle Länder in der Lage, mikrobiologische Messungen vorzunehmen. So wurde die Mikrobiologie - bis heute - den nicht-obligatorischen Parametern im Biologischen Monitoring zugeordnet.

Die Ergebnisse über die Entkopplung bakterieller Produktion und autotropher Primärproduktion in Küstennähe verdeutlichen die Wichtigkeit mikrobiologischer Messungen im Monitoring. Schwedische und finnische Wissenschaftler berichteten über eine höhere bakterielle Brutto-Produktion gegenüber der Primärproduktion. Der Eintrag anorganischer Nährstoffe im Bereich des Bottnischen Meerbusens ermöglicht den Bakterien die Ausnutzung des vorhandenen gelösten organischen Kohlenstoffs, während das Phytoplankton in diesem Teil - ca. einem Drittel der gesamten Ostsee - durch niedrige Lichtintensitäten gehemmt wird. Wenn im Biologischen Monitoring die Auswirkungen der Eutrophierung auf das System Ostsee untersucht werden sollen, so weisen die bisherigen Befunde nach, daß an der Basis der Nahrungskette nicht nur die Primärproduzenten stehen. Allein die Bestimmung der Primärproduktion zur Erfassung des primär gebildeten organischen Materials reicht deshalb in diesem Zusammenhang nicht aus. Ebenso ist für die Sauerstoffzehrung in der Ostsee nicht allein ausschlaggebend wie hoch die gebildete Phytoplanktonbiomasse ist, sondern ebenso, wieviele Bakterien das System ernährt - in

### Abhängigkeit und unabhängig vom Phytoplankton.

Es wäre daher wünschenswert, wenn die mikrobiologischen Methoden, mit Schwerpunkt auf der Bestimmung bakterieller Produktion und Biomasse, in die Reihe der obligatorischen Parameter aufgenommen werden. Dabei ist nicht daran gedacht die Länder auszugrenzen, die heute noch Schwierigkeiten haben diese Methoden durchzuführen, obwohl vielfach gut ausgebildetes wissenschaftliches Personal vorhanden ist. Vielmehr sollen damit bei den Wissenschaftlern, die diese dringend notwendigen Bestimmungen durchführen können und bisher einen Großteil der internationalen Stationen beprobt haben, alltägliche nationale Engpässe, wie z. B. bei der Beantragung von Schiffszeiten, reduziert werden. Auch die von der Helsinki Commission begrüßte internationale Zusammenarbeit wird dadurch gefördert werden.

Die Untersuchungen zur Probennahmestrategie verdeutlichen, daß das Konzept des Monitorings immer wieder überarbeitet werden muß. Derzeit laufende Versuche zur Vergleichbarkeit verschiedener Methoden sowie Studien zur räumlichen und zeitlichen Auflösung der Probennahme (Finnland, Deutschland) werden sich in naher Zukunft in erneuten Änderungsvorschlägen zu den Richtlinien des Biologischen Ostsee-Monitorings äußern.

### Literatur

- Bölter M., 1981. DOC-turnover and microbial biomass production. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* **5**, 304-310
- Detmer A.E., H.C. Giesenhausen, V.M.Trenkel, H. Auf dem Venne & F.J. Jochem: Phototrophic and heterotrophic pico- and nanoplankton in anoxic depths of the Central Baltic Sea (Manuskript)
- Ehrhardt M. & A. Wenck, 1984. Wind pattern and hydrogen sulfide in shallow waters of the Western Baltic Sea, a cause and effect relationship? *Kieler Meeresforsch.* **30**, 101-110
- Fenchel T. & B.J. Finlay, 1990. Oxygen toxicity, respiration and behavioural responses to oxygen in free-living anaerobic ciliates. *J. Gen. Microbiol.* **136**, 1953-1959
- Fenchel T., L.D. Kristensen & L. Rasmussen, 1990. Water column anoxia: vertical zonation of planktonic protozoa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **62**, 1-10

- Fuhrman J.A. & F. Azam, 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. *Mar. Biol.* **66**, 109-120
- Gast V. & K. Gocke, 1988. Vertical distribution of number, biomass and size-class spectrum of bacteria in relation to oxic/anoxic conditions in the Central Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **45**, 179-186
- Giesenhausen H.C. & H.-G. Hoppe, 1990. Seasonal variation in bacterial activity in the near-bottom water layer of Kiel Bight (Western Baltic Sea). *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* **8**, 14-19
- Gocke K., 1989. Bakterielle Stoffaufnahme im aeroben und anaeroben Milieu der Ostsee. In: *Forschungen der Abteilung Marine Mikrobiologie des Instituts für Meereskunde an der Universität Kiel, 1964-1989. Ber. Inst. Meereskunde Kiel.* **188**, 40-47
- Gocke K., K. Kremling, C. Osterroht & A. Wenck, 1987. Short-term fluctuations of microbial and chemical variables during different seasons in coastal Baltic waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **40**: 137-144
- Heinänen A., 1992. Bacterioplankton in the open Baltic Sea. PhD-Thesis. *Fin. Mar. Res.* **260**.
- Heinänen A. & J. Kuparinen, 1991. Horizontal variation of bacterioplankton in the Baltic Sea. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**, 3150-3155
- Kirchman D.L., S.Y. Newell & R.E. Hodson, 1986. Incorporation versus biosynthesis of leucine: implications for measuring rates of protein synthesis and biomass production by bacteria in marine systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **32**, 47-59
- Porter K.G. & Y.S. Feig, 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* **25**, 105-110
- Rheinheimer G., K. Gocke & H.-G. Hoppe, 1989. Vertical distribution of microbiological and hydrographic-chemical parameters in different areas of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **52**, 55-70
- Simon M., B. C. Cho & F. Azam, 1992. Significance of bacterial biomass in lakes and the ocean: comparison to phytoplankton biomass and biogeochemical implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **86**, 103-110
- Zimmermann R., 1977. Estimation of bacterial numbers and biomass by epifluorescence microscopy and scanning electron microscopy. In: Rheinheimer G. (ed.) *Microbial ecology of a brackish water environment. Ecological studies* **25**. Springer Verlag, Berlin, p. 103-120



## **Zooplankton**

von

Gerda Behrends

### **Zusammenfassung**

Die Ergebnisse der 8jährigen Mesozooplankton-Messungen werden kurz angerissen, und Vorschläge für weiterführende Untersuchungen gemacht. Diese betreffen einerseits Grundlagenforschung zum Verständnis der bisher gewonnenen Daten, nämlich Untersuchungen zu Überwinterungsstrategien, Reproduktionsverhalten, Nahrungsbedarf der einzelnen Arten, andererseits den Ausbau der zusätzlichen Messungen wie Quallen- und Ichtyoplanktonbestände. Ein Schwerpunkt sollte auch in Zukunft auf die genauere Erforschung der Jahresgänge gelegt werden, da Veränderungen in der Umwelt sich hier offensichtlich am ehesten abzeichnen, aber nur wenige Informationen zu diesem Thema existieren. Die Entwicklung, Erprobung und der Einsatz von kontinuierlichen Meßeinrichtungen sollte gefördert werden, um den Einfluß der patchiness besser einordnen zu können.

### **Einleitung**

In den internationalen Vereinbarungen der HELCOM über das BMP ist als ein regelmäßig zu untersuchender Parameter das Mesozooplankton aufgenommen worden; dies umfaßt die Größenfraktion 200 - 2000  $\mu\text{m}$  bzw. den Netzfang mit 100  $\mu\text{m}$  Maschenweite. Das Mesozooplankton ist das wichtigste Verbindungsglied zwischen den Primärproduzenten und den auf höheren trophischen Stufen einzuordnenden Organismen wie z.B. den Fischlarven und Jungfischen. Wenn auch in den letzten Jahren die Bedeutung des "microbial loop" erkannt und damit die klassischen Vorstellungen des Nahrungsgefüges im Pelagial und vor allem des Stoffkreislaufes erschüttert wurden, so ist dennoch diese Verbindungsfunktion des Mesozooplanktons unumstritten. Dabei spielt es keine Rolle, daß die meisten Mesozooplanktonorganismen in unserem Untersuchungsgebiet omnivor sind, also nicht unbedingt als Sekundärproduzenten gelten. Sie sind eben aufgrund ihrer Größe einfach die erste von den größeren Organismen effektiv nutzbare Nahrungsquelle.

Vor diesem Hintergrund erhofft man sich aus den Bestandsentwicklungen des Mesozooplanktons Einblicke in Prozesse im Pelagial sowohl als Reaktion auf die Nahrung, also "bottom-up"-Einfluß, als auch im Hinblick auf die Rolle als Nahrungsgrundlage, also "top-down"-Einfluß. Außerdem kann das Mesozooplankton selbstverständlich auch durch direkte eigene Reaktionen auf die Umwelt Auskunft über bestimmte Prozesse geben. Unter dem Einfluß der Nahrung ist besonders an Nachweise für eine mögliche Eutrophierung gedacht, die sich nach klassischer Vorstellung in erhöhter Phytoplanktonproduktion, damit erhöhtem Nahrungsangebot für das Zooplankton und erhöhten Mesozooplanktonbeständen oder in einer Verschiebung des Artenspektrums hin zu den herbivoren Arten äußern würde. Der Einfluß von Fraßfeinden müßte sich bei erhöhter Produktion der höheren Organismen umgekehrt in einer Abnahme der Mesozooplanktonbestände äußern, wobei hier besonders die "Lieblingsnahrung" der Räuber betroffen wäre, also Organismen, die gut sichtbar bzw. nicht zu schnellen Fluchtreaktionen fähig sind. Letzteres dürfte jedoch besonders auf herbivore Arten, die nicht zu schnellen Jagdmanövern in der Lage sein müssen, zutreffen, sodaß sich eine erhöhte Primärproduktion zunächst gar nicht in wachsenden Mesozooplanktonbeständen äußern muß, sondern evtl. durch gleichzeitig anwachsende Fisch- oder Medusenvorkommen gleich wieder abgeschöpft werden könnte. Über die Abschätzung der vorhandenen Nahrungsreserven Vorraussagen über die Entwicklung der Fischbestände machen zu können, ist ein weiterer Aspekt der langfristigen Mesozooplankton-Untersuchungen. Als direkte Reaktionen auf bestimmte Umweltbedingungen sind z.B. das Auftreten oder Nichtvorhandensein bestimmter Arten, die am Rande ihrer ökologischen Verbreitungsgrenzen liegen, anzusehen, aber auch Bestandsveränderungen bei häufig auftretenden Arten, die z.B. mit Temperatur- oder Salinitätsschwankungen im Zusammenhang stehen können. In der Kieler Bucht als Übergangsgebiet zwischen der eigentlichen Ostsee und dem noch sehr stark von der Nordsee beeinflussten Kattegat sind diese Aspekte besonders interessant. Hinzu kommt die Reaktion auf Vergiftungen, die ja auch ein Interessenspunkt bei einem Überwachungsprogramm wie dem BMP sein sollte.

## **Die Monitoring-Daten**

Im Rahmen des Monitorings wurden vom IfM Kiel 3 Stationen in der Kieler Bucht 12 mal jährlich, meist monatlich, beprobt. In einigen Fällen wurde dieser Probensatz beim Mesozooplankton durch Proben, die von den Fischereibiologen bei den fakultativen

Fischlarvenfängen mitgezogen wurden, ergänzt, dies besonders im Jahre 1987, als eine andere Probennahmestrategie (gehäufte Fahrten im Frühjahr und Herbst, seltenere Fahrten im Sommer und Winter) getestet wurde. Ab 1989 wurde in Abstimmung mit dem IfM Warnemünde auch die bis dahin nur 4mal jährlich angefahrene Station "Mecklenburger Bucht" (BMP-Station M2) monatlich erfaßt. Aufgrund der geringen Wassertiefe und in Anbetracht der Tatsache, daß die Tageszeit der Probennahme nicht immer dieselbe ist (obwohl das angestrebt wird), wurde auf eine Vertikalunterteilung der Wassersäule verzichtet und jeweils ein Vertikalhaul von ca. 5 m über dem Boden bis zur Oberfläche untersucht.

Vor dem Anlaufen des eigentlichen Monitorings am IfM Kiel wurde in den Jahren 1979 - 1982 schon sporadisch Mesozooplankton erfaßt. Diese Voruntersuchungen sind bei den hier vorgestellten Ergebnissen in manchen Fällen mit aufgezeigt, nicht aber für Berechnungen oder Trendabschätzungen mit verwendet worden. Das ist damit begründet, daß die Zählungen von unterschiedlichen Leuten durchgeführt wurden, einige Arten nicht erfaßt wurden und die Güte dieser Daten nicht ausreichend ist. Demgegenüber ist die Qualität der Daten ab 1985 als sehr gut anzusehen, was Vergleiche in Intercomparison Workshops (PEX: LEPPÄNEN et al. 1989; HELCOM: HELCOM 1990) gezeigt haben. Hier hat sich auch die Kontinuität im Personal sehr bewährt: der ohnehin recht gute Standard konnte beständig gesteigert werden.

Die einmal monatliche Probennahme läßt zwar kein präzises Verfolgen der Entwicklung der Mesozooplankton-Organismen zu, aber es ergibt sich bei Entwicklungszyklen von 4 - 8 Wochen doch ein hinreichend genaues Bild der Verteilung. Das Meroplankton wird ebenfalls zufriedenstellend erfaßt, obwohl hier der Abstand von 4 6 Wochen zwischen 2 Probeterminen eventuell zum Nichterfassen einiger Arten führen kann. Insgesamt ist aber das Mesozooplankton mit diesem Probenabstand relativ gut zu dokumentieren. Dabei muß natürlich der Einfluß der patchiness berücksichtigt werden, der durch räumliche Variationen den zeitlichen Rahmen wieder sprengt.

Wie (fast) alle im BMP untersuchten Parameter sind bislang auch die Aufnahmen des Mesozooplanktons rein quantitative Bestandserfassungen. Die recht genaue Artbestimmung besonders des Holoplanktons ermöglicht jedoch auch weiterführende Aussagen. Insgesamt ergeben sich aus den im Monitoring gewonnenen Daten drei Ebenen der Information:

### 1. quantitativ - summarisch

Trendanalysen des gesamten Mesozooplankton oder bestimmter Gruppen desselben; nehmen die Bestände im Vergleich der Jahre zu oder ab?

### 2. qualitativ - summarisch

Veränderungen der Artenzusammensetzung; nehmen bestimmte Arten zu oder ab oder verschieben sich die Verhältnisse im Gesamtsystem?

### 3. qualitativ - Artniveau

Veränderungen des Verhaltens und Auftretens einzelner Arten

Diese Ergebnisse geben Hinweise auf

- klimatische Verschiebungen (sehr langfristig)
- Veränderungen der Umwelt (z.B. Salinität, Temperatur) (langfristig)
- Veränderungen im Nahrungsgefüge (Eutrophierung, Fraßdruck) (langfristig)
- Vergiftungen (kurzfristig)

Die meisten Aussagen sind also nur durch Analysen langfristiger Datensätze zu erhalten. Das Monitoring des IfM Kiel in der Kieler Bucht wird seit April 1985 betrieben; die Datensätze umfassen also mittlerweile 8 Jahre, und erste Analysen werden damit sinnvoll. Im Folgenden soll kurz auf die einzelnen oben genannten Ebenen der Erkenntnisse eingegangen werden und anschließend im Zusammenhang mit anderen langfristigen Zooplankton-Untersuchungen der Sinn und Unsinn dieser Art der Bestandserfassung diskutiert werden. Außerdem werden Vorschläge zu einer Ergänzung der vorhandenen Daten gemacht, die eine bessere Interpretation ermöglichen würden.

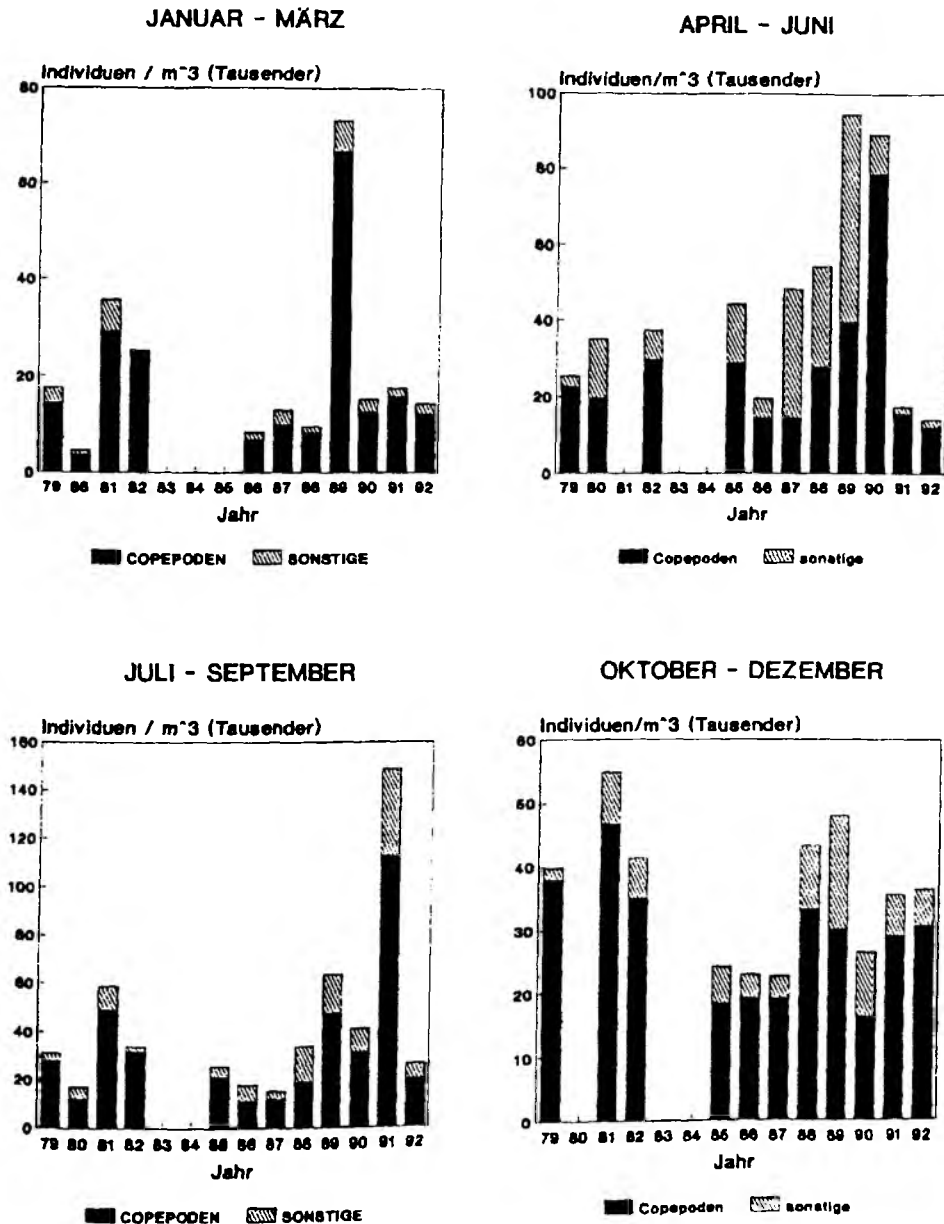
## Ergebnisse

In Abb.1 - 3 sind die für die 4 Jahreszeiten gemittelten Zooplankton-Abundanzen der Stationen Boknis Eck, Kieler Bucht und Fehmarn Belt aufgetragen. Copepoden sind besonders gekennzeichnet, und es fällt sofort auf, daß diese Tiergruppe bestandsbeherrschend für fast jede Jahreszeit ist. Weiterhin ist offensichtlich, daß die Jahre 1986 und/oder 1987 durch extrem niedrige Bestandsdichten an allen Stationen gekennzeichnet waren, das Mesozooplankton danach deutlich zunahm, um schließlich 1991/1992 wieder in geringeren Abundanzen aufzutreten. Diese Entwicklung betrifft in erster Linie die Frühlings- und Sommer-Situation, während im Herbst und Winter weder an Boknis Eck noch an Kieler Bucht eine klare Tendenz zu erkennen ist. An der Station Fehmarn Belt zeigen auch die Winter-Werte diesen Kurvenverlauf, und die Herbst-Werte steigen deutlich immer weiter an, bis einschließlich 1992.

Das Monitoring der Quallen ist noch nicht lange genug durchgeführt worden, um eine Aussage über mögliche Zusammenhänge zwischen Mesozooplankton- und Medusenbeständen treffen zu können. Die Jahre 1990 und 1991 waren von äußerst geringen Abundanzen der Quallen gekennzeichnet, während 1992 relativ viele dieser Tiere vorkamen. Dies spiegelt die sommerliche Entwicklung der Mesozooplankton-Population so nicht wider, wo 1990 zwar sehr hohe Dichten auftraten, 1991 aber nicht. Eine andere Erklärungsmöglichkeit für die Entwicklung der Zooplanktonbestände wäre im Phytoplankton zu suchen. Auch könnte die Erwärmung der Kieler Bucht in den letzten Jahren eine Rolle spielen. Es ist bekannt, daß bei Erhöhung der Temperatur viele Zooplankter ihre Vermehrungsraten steigern und/oder mehr Generationen ausbilden.

Die Zusammensetzung des Mesozooplanktons ändert sich im Laufe der Jahre (Abb. 4). Insbesondere ist hier der Dominanzwechsel zwischen Pseudocalanus/Paracalanus und Oithona similis an der Station Boknis Eck zu nennen: Während sich die hauptsächlich herbivoren Calanoiden nach dem Zusammenbruch der Abundanzen und dem Minimum im Jahre 1987 nur langsam erholten, steigerte sich die prozentuale Häufigkeit der omnivor-carnivoren Cyclopoiden Oithona similis von 1987 bis 1992 von etwa 10 auf 40 %. Unter den Copepoden besetzt diese Art damit seit 1987 den ersten Rang in Bezug auf die Dichte. Die gleiche Entwicklung ist erstaunlicherweise auch auf der Station Fehmarn Belt zu beobachten, obwohl Oithona similis sich hier bereits an den Grenzen ihres hauptsächlichlichen Verbreitungsgebietes in der Ostsee befindet. Die

Zeitreihe ist jedoch noch nicht lang genug, um gesicherte Aussagen machen zu können, inwieweit ein grundsätzliche Verschiebung des Artenspektrums stattfindet oder nicht.



## BOKNIS ECK

**Abb. 1:** Die Entwicklung der Mesozooplankton-Abundanzen an der Station Boknis Eck im Untersuchungszeitraum, aufgegliedert nach Jahreszeiten. Die Säulen stellen Mittelwerte aus allen Beobachtungen in der jeweiligen Jahreszeit dar.

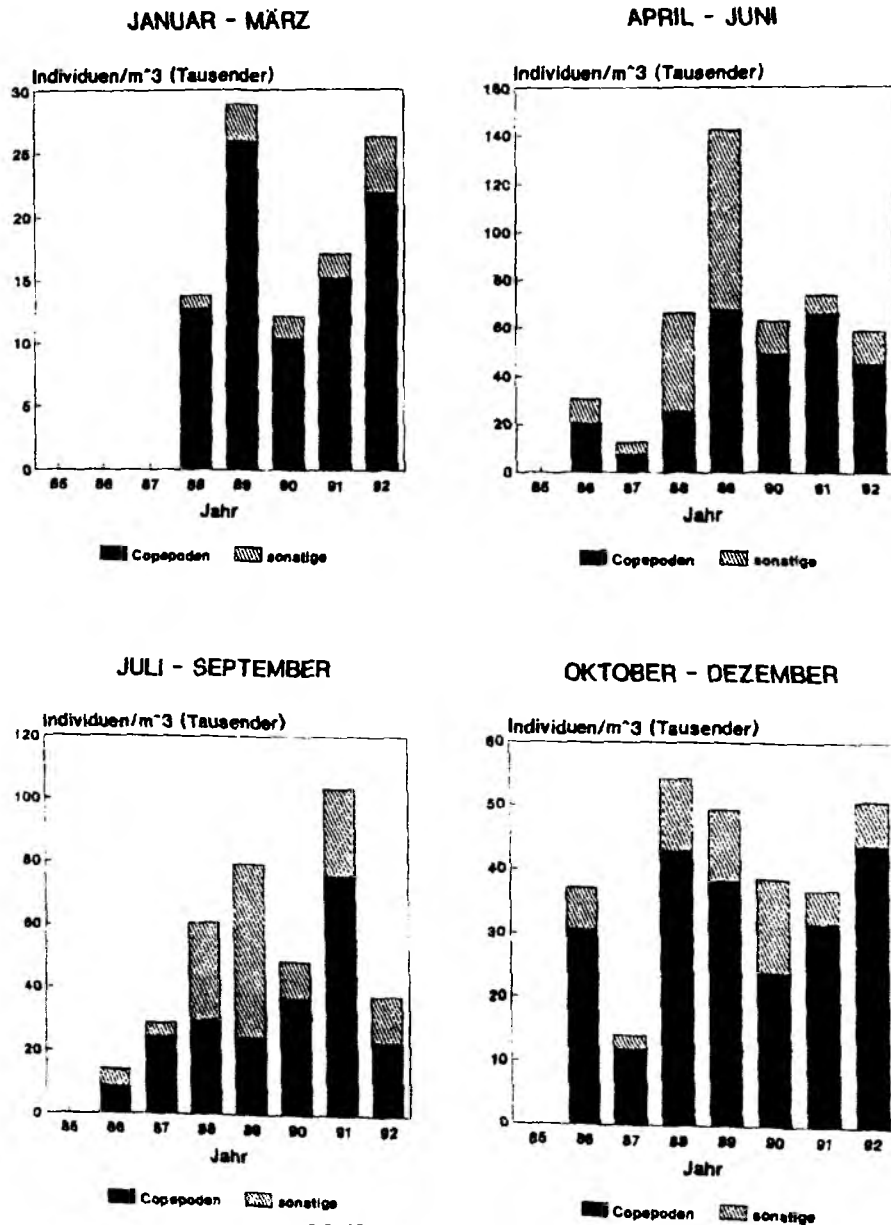
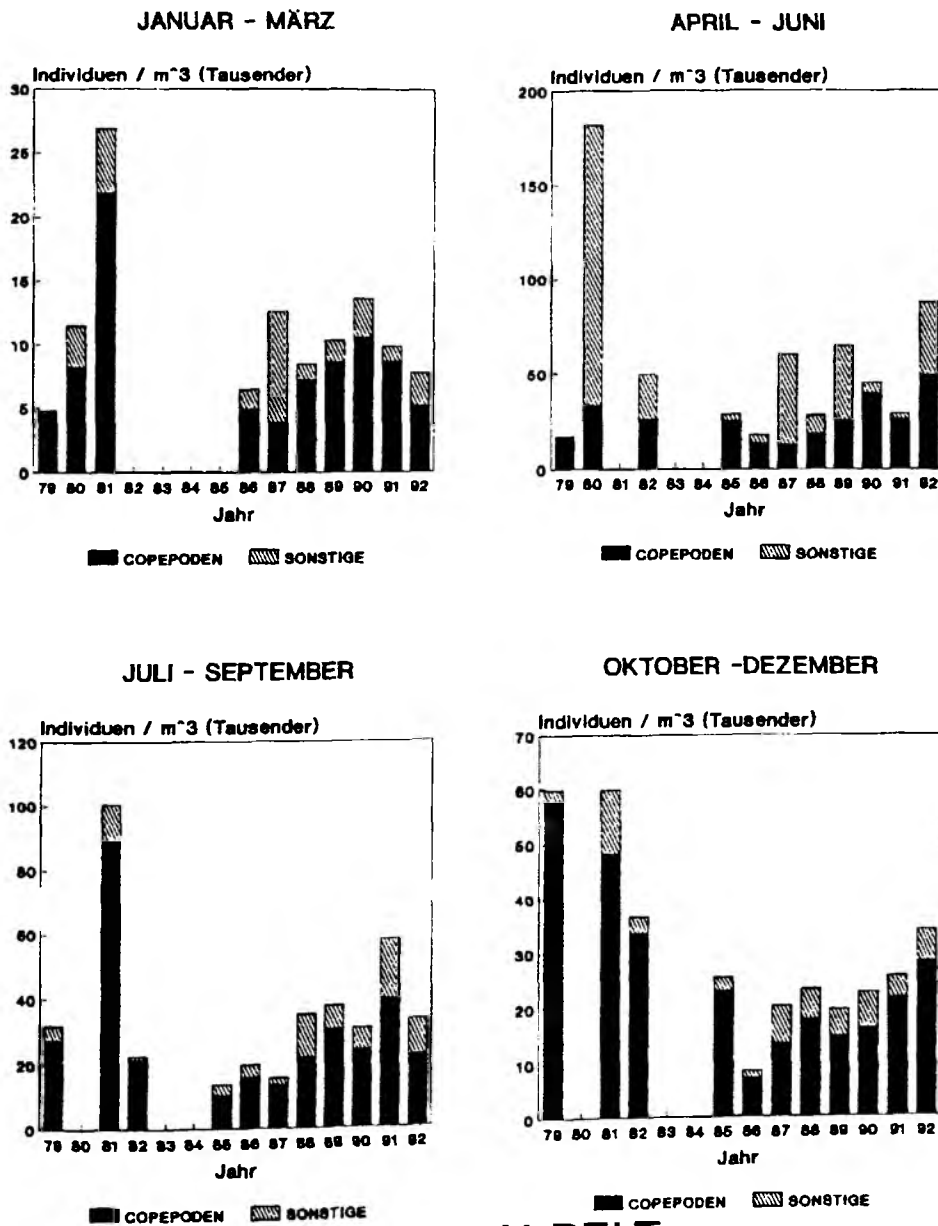


Abb. 2: Die Entwicklung der Mesozooplankton-Abundanzen an der Station Kieler Bucht im Untersuchungszeitraum, aufgegliedert nach Jahreszeiten. Die Säulen stellen Mittelwerte aus allen Beobachtungen in der jeweiligen Jahreszeit dar.



**Abb. 3:** Die Entwicklung der Mesozooplankton-Abundanzen an der Station Fehmarn Belt im Untersuchungszeitraum, aufgegliedert nach Jahreszeiten. Die Säulen stellen Mittelwerte aus allen Beobachtungen in der jeweiligen Jahreszeit dar.



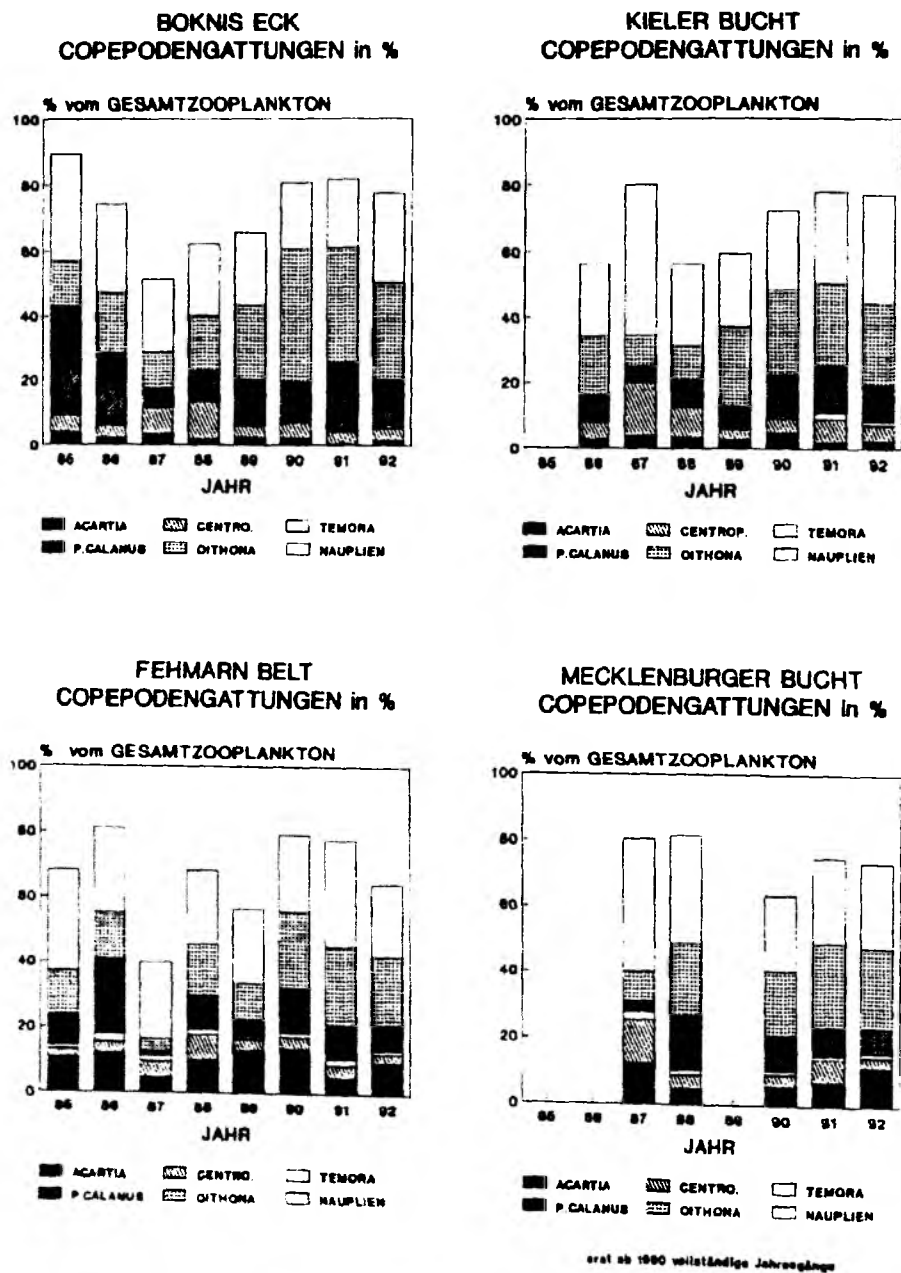


Abb. 4: Prozentualer Anteil der einzelnen Copepoden-Gattungen am Gesamtzooplankton, auf Abundanzen bezogen. Die Säulen stellen die Jahressummen dar.

Neben dieser Verschiebung der Dominanz können auch einzelne Arten für ein oder mehrere Jahre aus dem Untersuchungsgebiet verschwinden. Ein Beispiel hierfür ist Oikopleura dioica, die häufige Appendicularie in der Kieler Bucht. Diese Art bildet alljährlich im Spätsommer-Herbst eine sehr große Population für 2-3 Monate, um dann wieder zu verschwinden. Im Jahre 1987 aber wurde nicht ein einziges Exemplar in der gesamten Kieler Bucht gefunden - sie kam einfach nicht mehr vor. Im darauffolgenden Jahr allerdings waren die Bestände in gewohnter Weise vorhanden und bildeten ihr Herbst-Maximum aus. Der jahreszeitliche Zeitpunkt des Massenauftretens hat sich allerdings seitdem immer weiter in die Sommermonate hinein verschoben, worauf später noch eingegangen werden wird. Dieses "Loch" im Auftreten einer Art wirft eine ganze Anzahl von Fragen auf: Warum ist die Art ausgeblieben? Was steuert die Massenentwicklung? Woher kam der Bestand des Folgejahres? Pflanzen die Tiere sich in unserem Untersuchungsgebiet fort? Oder werden die Populationen eingeschwemmt?

Ein anderes Beispiel ist die Copepoden-Art Acartia discaudata, die weder 1991 noch 1992 in der Kieler Bucht vertreten war, vorher jedoch zu den regelmäßig angetroffenen Arten gehörte. Sie wird auch schon in den Untersuchungen von GIESBRECHT (1881) erwähnt, gehört also tatsächlich zur "Grundausrüstung" der Kieler Bucht. Diese Art ist allerdings immer schon in recht niedrigen Konzentrationen vertreten gewesen, und wegen der geringen Abundanzen schwanken die Bestände natürlicherweise sehr. Es wird interessant zu sehen, ob A. discaudata in den nächsten Jahren noch verschwunden bleibt oder ob sie wieder auftreten wird.

Während sich die prozentuale Zusammensetzung der Arten nicht wesentlich verändert hat, lassen sich innerhalb der Arten im Untersuchungszeitraum recht interessante Verteilungsmuster erkennen. Trägt man die Häufigkeit einer Art in einem Koordinatensystem von Monaten und Jahren auf und verbindet Stationen gleicher Konzentrationen durch Isolinien, so kristallisieren sich drei Gruppen heraus:

1. Arten, deren Vorkommen in Konzentration und jahreszeitlichem Auftreten in etwa gleich bleibt (Abb. 5),
2. Arten, deren Vorkommen in der Konzentration von Jahr zu Jahr sehr stark schwankt, aber jahreszeitlich gleich bleibt (Abb. 6),
3. Arten, deren jahreszeitliches Auftreten sich bei etwa gleichbleibenden Konzentrationen verschiebt (Abb. 7).

Für alle drei Gruppen gibt es Beispiele, die im Folgenden kurz besprochen werden.

zu 1.: hier ist als Beispiel die Verteilung von Podon spp. (= Podon leuckartii, Podon intermedius und Pleopis polyphemoides) zu sehen (Abb. 5). Diese Artengruppe kommt regelmäßig in den Monaten August - Oktober vor. Die Konzentrationen schwanken zwar von Jahr zu Jahr etwas, bleiben aber im Großen und Ganzen vergleichbar. Die Podon-Arten scheinen also recht stabil durch alle Schwankungen der Umwelt hindurch bestehen zu können. An der Station Fehmarn Belt gibt es bei dieser Art eine leichte Verschiebung des Vorkommens zum Sommer hin, die jedoch nicht sehr ausgeprägt ist.

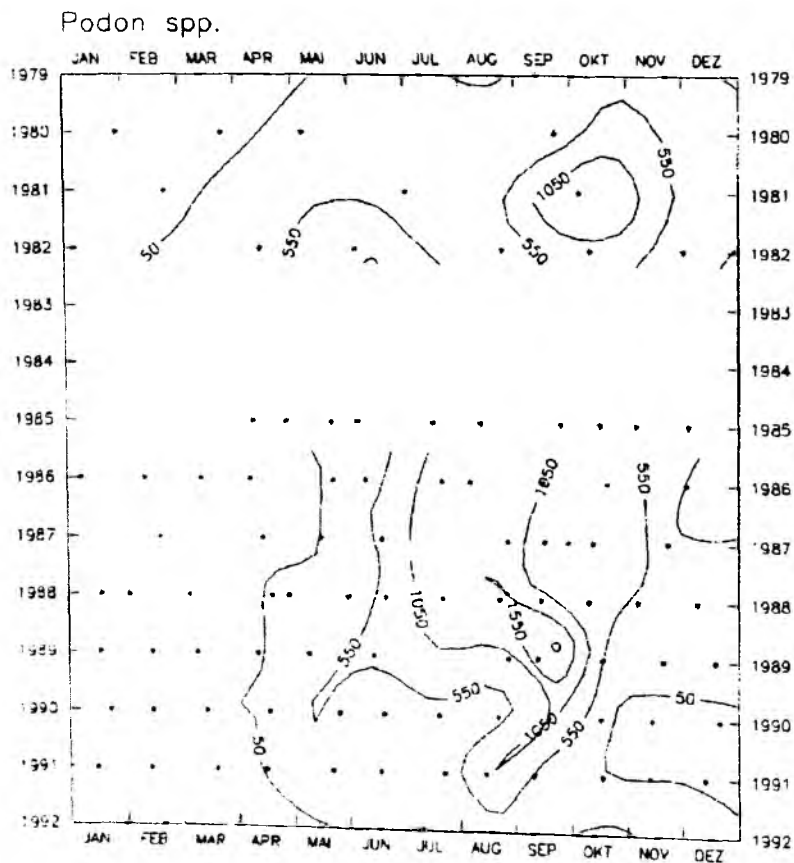
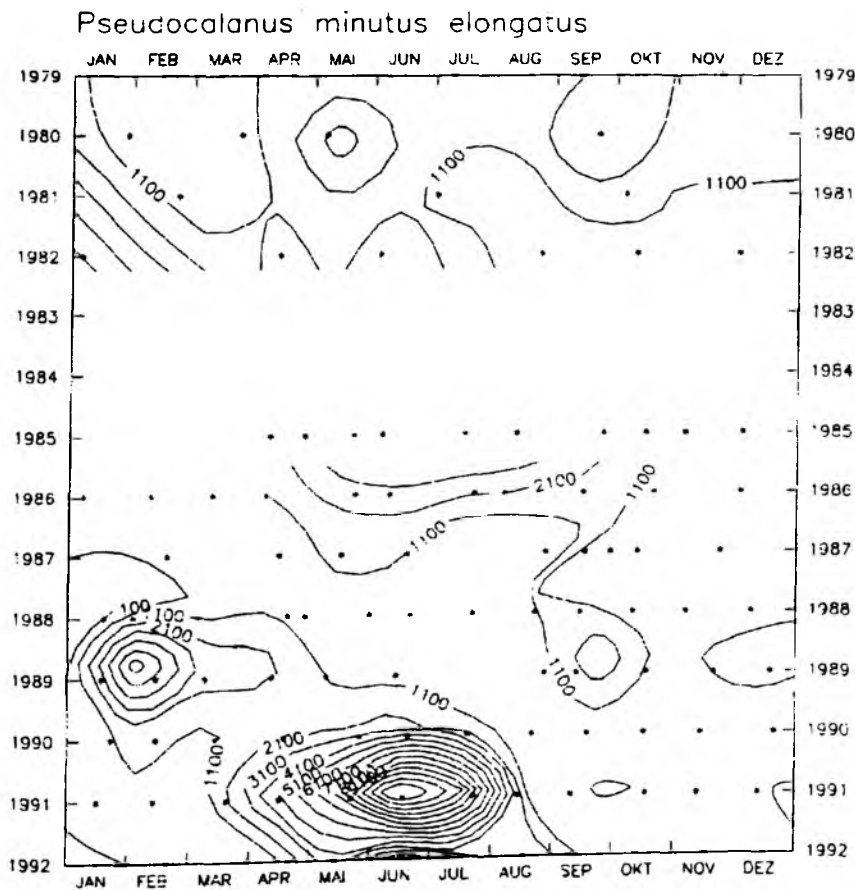


Abb. 5: Jahreszeitliche Verteilung der Dichte von Podon spp. an der Station Boknis Eck.

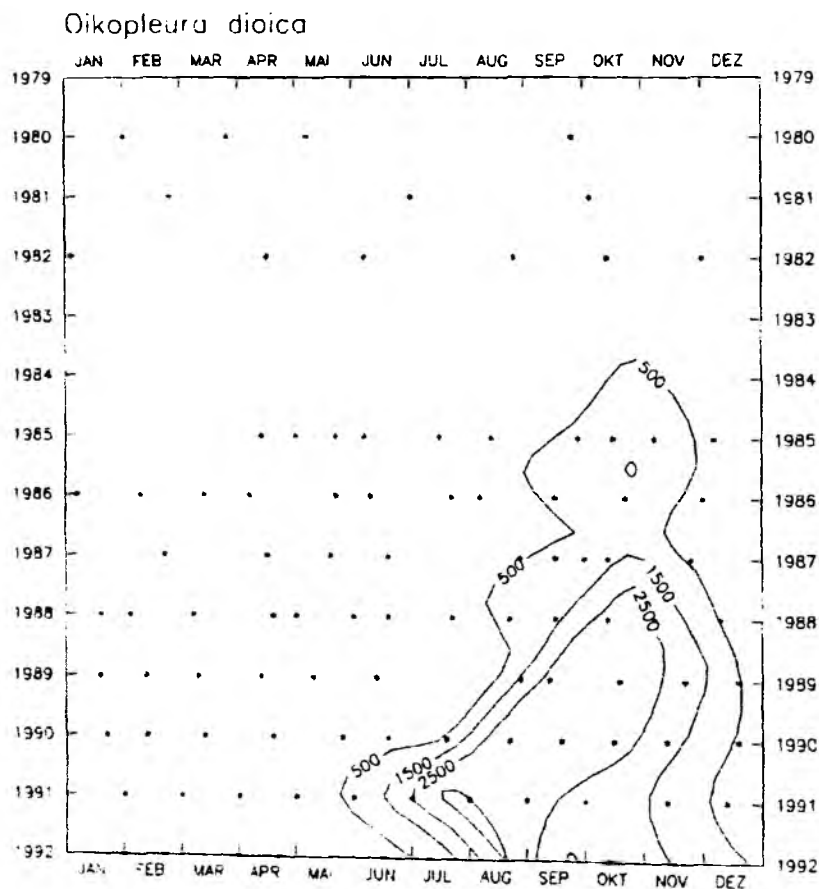
zu 2.: hier ist ein gutes Beispiel die Verteilung von Pseudocalanus mi. elongatus (Abb. 6). Diese Copepodenart durchlief im Jahre 1986 ein ausgeprägtes Minimum in ihrer Konzentration. Während P. m. elongatus immer - auch schon in alten Zooplanktonuntersuchungen - als eine der dominanten Spezies beschrieben wird, sinkt in diesen Jahren ihre Bedeutung weit herab, wie schon oben beschrieben wurde. Nach 1987 erholt sich der Bestand langsam wieder. Das entstehende Verteilungsmuster weist also starke horizontale Zonierung auf.



**Abb. 6:** Jahreszeitliche Verteilung der Dichte von *Pseudocalanus minutus elongatus* an der Station Boknis Eck.

zu 3.: Ein Beispiel ist Oikopleura dioica (Abb. 7). Diese Art tritt seit ihrem Ausbleiben im Jahre 1987 immer früher im Jahr auf. Der Schwerpunkt der Häufigkeit, der Anfang des Untersuchungszeitraumes September bis November war, hat sich auf Juli bis November verschoben.

Insgesamt entsteht der Eindruck, daß diese jahreszeitliche Verschiebung des Auftretens besonders die Spätsommer-Herbst-Arten betrifft. Dies könnte eventuell mit verfrühtem Auftreten von herbstlichen Nahrungsorganismen zusammenhängen, andererseits auch durch die feucht-warmen Sommer begünstigt sein.



**Abb. 7:** Jahreszeitliche Verteilung der Dichte von *Oikopleura dioica* an der Station Boknis Eck. Die artspezifischen Verteilungsmuster zeigen, daß sich Veränderungen in der Umwelt nicht unbedingt quantitativ erfassen lassen, sondern daß es auch qualitative Schwankungen im pelagischen Ökosystem gibt, die viel eher erkennbar sind und uns eher Auskunft über bestimmte Prozesse in der marinen Umwelt geben können.

## Diskussion und weiterführende Vorschläge

Eine Auswertung der Daten zeigt, daß an allen drei Stationen sehr starke Schwankungen auftreten. Diese sind sicherlich nur zum Teil auf die aktuelle Entwicklung an der jeweiligen Station zurückzuführen, zu einem mehr oder weniger erheblichen weiteren Teil jedoch auf advective Prozesse, die in der Kieler Bucht eine große Rolle spielen. Leider ist es uns nicht möglich, anhand unserer Daten bzw. bei unserer Probennahmestrategie den Anteil der Advektion zu bestimmen.

Untersuchungen wie z.B. PEX haben aber gezeigt, daß innerhalb weniger Seemeilen völlig unterschiedliche Wasserkörper auftreten können, in denen sich das pelagische System in verschiedenen Entwicklungsstadien befindet (DYBERN & HANSEN, 1989). Driften diese Wasserkörper nun an der beprobten Station vorbei, so ist das Ergebnis der Zählungen mehr oder weniger zufällig und könnte ein paar Stunden später schon ganz anders aussehen. Das Problem der patchiness ist in der pelagischen Forschung noch weit davon entfernt, zufriedenstellend gelöst zu sein. Als einen ganz kleinen Ansatz zur Verbesserung der Proben haben wir seit 1987 stets Parallelhaults gezogen und nach Möglichkeit von beiden Haults je 2 Teilproben ausgezählt. Dabei zeigte sich, daß die beiden Haults der Station Boknis Eck sich relativ gut glichen, während sie an der Station Fehmarn Belt oft zwei vollkommen unabhängige Proben beinhalteten. Hier herrschen ja starke Strömungen, und bis das WP2-Netz ein zweites Mal heruntergelassen wird, ist oft schon ein neuer Wasserkörper da. Grundsätzlich müßte die Beprobung geändert werden, und mehr Gewicht muß in Zukunft auf kontinuierlich messende Verfahren gelegt werden - in der Entwicklung ebenso wie im Einsatz.

Interessant ist in diesem Zusammenhang die fast völlige Übereinstimmung der Kurven an den beiden Stationen Boknis Eck und Fehmarn Belt in der Frühjahrs- und Sommer-Abschnitten; wenn auch durch patchiness, advective Vorgänge und damit recht unkalkulierbare Schwankungen die Daten als Erfassung rein zufälliger Punktereignisse aufgefaßt werden könnten, so zeigt diese Übereinstimmung doch ganz klar, daß sich offensichtlich auch damit grundlegende Abläufe dokumentieren lassen, wenn die Serie lang genug ist. Die absoluten Anzahlen unterscheiden sich zwar, aber die Grundtendenz stimmt so häufig überein, daß man von einer erkennbaren gemeinsamen Situation ausgehen kann. Andererseits sind Erscheinungen wie die an Fehmarn Belt relativ hohen Abundanzen im Frühling 1992 dann auch für diese Station als wirklich typisch einzuordnen, d.h. die Ursachen hierfür liegen sicherlich nicht in z.B. klimatischen Veränderungen,

die sich ja an allen Stationen widerspiegeln müßten.

Um kurzfristige Veränderungen besser erfassen zu können und einen besseren Überblick über die einzelnen Jahresgänge zu bekommen, wurde an der Station Boknis Eck das zusätzliche Programm zum Monitoring gestartet, das in kleineren Zeitintervallen in Kombination mit Strömungsmessungen und kontinuierlichen Meßsystemen die Untersuchung von funktionellen Fragen des Ökosystems zum Ziel hat. Für das Mesozooplankton wären hier besonders Untersuchungen der Produktionsbiologie sowie der Nahrung und der Überwinterungsstrategien von Interesse.

Nicht zu vernachlässigen ist der Beitrag der Meteorologie zum biologischen Geschehen in der Kieler Bucht.

Der hier behandelte Untersuchungszeitraum wies eine Reihe von Anomalien auf: Extrem kalte Winter wechselten mit extrem warmen, und auch die Sommer waren extrem heiß, extrem feucht oder extrem trocken im langjährigen Vergleich. Den Einfluß dieser klimatischen Bedingungen auf das Mesozooplankton kann man bisher nur erahnen. Eventuell sind die extrem niedrigen Mesozooplankton-Abundanzen in den Jahren 1986/87 aber mit den kalten Wintern im Zusammenhang zu sehen. Über das Steuerungprinzip der Bestände ist aber noch relativ wenig bekannt. Werden die Abundanzen des Sommerplanktons von der Fertilität des vorjährigen Bestandes gelenkt oder von den klimatischen Bedingungen zur Zeit der aktuellen Entwicklung, vom Nahrungsangebot oder eher vom Fraßdruck der höheren Konsumenten? Diese Fragen lassen sich bislang nur unzureichend beantworten, und vieles liegt noch im Dunkeln. So wäre z.B. ein lohnendes Projekt, die Überwinterungsstrategien der einzelnen Mesozooplankton-Arten zu untersuchen, um so den Einfluß kalter bzw. warmer Winter abschätzen zu können. Auch die Reproduktionsraten unter verschiedenen Sommerbedingungen, z.B. warmer oder kalter Sommer, Nahrungsreichtum oder wenig Nahrung, Art des Nahrungsangebotes, inner- und intraspezifische Konkurrenz usw. wären es wert, untersucht zu werden.

Insgesamt ist das Arteninventar ähnlich dem in früheren Untersuchungen für die Kieler Bucht angegebenen (z.B. HILLEBRANDT 1972, LENZ 1974). Ein direkter Vergleich der Daten ist aufgrund der unterschiedlichen Methoden leider nicht möglich.

Nach MÖLLER (1984) haben die Quallen einen erheblichen Anteil am Wegfraß der Zooplanktonpopulationen und stellen eine ernstzunehmende Konkurrenz zum Ichthyoplankton dar. Unser Ansatz, diese Konsumenten des Mesozooplanktons auch systematisch mitzuerfassen (als fakultative Beigabe zum BMP), scheint sich als sehr lohnend zu erweisen: es werden dadurch Lücken im Verständnis der Top-Down-Kontrolle in der pelagischen Nahrungskette offenbar, die unbedingt geschlossen werden sollten. Es wirft aber große Probleme auf, die extrem fleckenhaft verteilten Quallen wirklich annähernd quantitativ zu erfassen. Der Einsatz von optischen und/oder akustischen Methoden sollte erprobt und entwickelt werden. Erste Ansätze dazu haben wir unternommen, als wir die Möglichkeiten der Erfassung von Quallenschwärmen aus der Luft getestet haben. Eine Zusammenarbeit mit der Algenüberwachung des Landes Schleswig-Holstein einerseits und mit dem Schweinswal-Projekt andererseits ist im Aufbau begriffen, und erste Erfolge zu sehen. Als nächstes sollten Unterwasser-Video-Techniken eingesetzt werden, nach Möglichkeit kontinuierlich, um so die Verteilung der Tiere auch weiter quantifizieren zu können. Aus der Bestandsaufnahme der Medusen lassen sich interessante Fragen beantworten: zunächst einmal, wenn auch sicherlich erst nach einigen Jahren, die Frage, ob die Quallen tatsächlich zunehmen, wie immer mal wieder behauptet wird. Zweitens ist der Einfluß dieser Tiergruppe auf das Mesozooplankton trotz der Untersuchungen von MÖLLER noch nicht gut erforscht. Schließlich ist die Rolle dieser großen aber wenig nahrhaften Tiere im Ökosystem noch ziemlich im Dunkeln.

Langzeit-Untersuchungen von Zooplankton sind im marinen Bereich nicht allzu häufig. Im Ostseeraum sind die Untersuchungen von ACKEFORS & HERNROTH (1979) aus den frühen 70er Jahren aus der zentralen Ostsee zu nennen, die den Zeitraum von 1968 - 1972 umfaßten, sowie die Untersuchungen von KOSTRICHKINA (1985), die in den 50er Jahren begann und noch immer fortgeführt werden, und die Langzeitreihe von Seili am Eingang zum Finnischen Meerbusen, die von 1967 - 1984 betrieben wurde (VUORINEN & RANTA, 1987, 1988, VIITASALO et al., 1990). Ferner existieren Langzeitreihen von Zooplanktondaten aus der südlichen Ostsee (CISCEWSKI 1985, WOLSKA-PYS & CISCEWSKA, 1991, SCHULZ et al., 1991). Aus diesen Datensätzen lassen sich teilweise Veränderungen ablesen, die mit Eutrophierung in Zusammenhang gesehen werden: Die starke Zunahme der herbivoren Copepodenart Pseudocalanus mi. elongatus im Golf von Riga in den 70er Jahren, die zusammenfällt mit der Zunahme der ebenfalls herbivoren Cladocere Bosmina coregoni maritima



ist hier ebenso zu erwähnen wie die Verschiebung von großen Arten hin zu mehr kleinen, direkt auf Phytoplanktonblüten reagierenden Arten wie Synchaeta spp. im Finnischen Meerbusen. Ganz eindeutig lassen sich aber selbst bei diesen Untersuchungen Trends nicht auf einzelne Umwelterscheinungen zurückführen; zwar zeigt sich die Aussüßung des Finnischen Mererbusens deutlich an einer Artverschiebung hin zu Süßwasserresistenteren Formen im Tiefenbereich, aber in der Wasserschicht oberhalb der Halokline spielen auch noch andere Faktoren eine Rolle, wie Zunahme der Heringe, temperatur etc. (VIITASALO 1990). Die Zooplanktonbestände der südlichen Ostsee, speziell des von SCHULZ et al. untersuchten Bereiches von der Mecklenburger Bucht bis Bornholm see, lassen keine Trends erkennen. Auch in unserem Datensatz lassen sich keine Trends nachweisen; zum einen, weil die Zeitreihen noch nicht lange genug laufen, zum anderen aber auch, weil es den Anschein hat, als stagnierte die in der zentralen und östlichen Ostsee konstatierte Zunahme der Mesozooplanktonbestände seit Beginn der 80er Jahre. Es ist auch immer ausgesprochen diffizil, Veränderungen der Mesozooplankton-Bestände eindeutig bestimmten Umweltparametern zuzuordnen, da diese Fraktion des pelagischen Systems einerseits sehr heterogen ist und von daher auf unterschiedliche Geschehnisse Hinweise geben wird (z.B. das Meroplankton auf Ereignisse am Boden, herangedriftetes Holoplankton auf Ereignisse in anderen Seegebieten usw.), andererseits das quantitative Messen, wie erwähnt, durch patchiness sehr erschwert wird. Außerdem sind noch viele grundlegende Mechanismen im Pelagial nicht genügend verstanden, um die Beobachtungen immer richtig interpretieren zu können. Dennoch sind Langzeit-Untersuchungen des Mesozooplanktons von großem Wert; sie sollten jedoch noch stärker als bisher von begleitenden Forschungen flankiert werden.

## Literatur

- Cisewski, P., 1985: Long-term trends in mesozooplankton biomass development in the southern Baltic. *Oceanolog.* **22**: 63 - 70.
- Dybern, B.-I., H.-P. Hansen, 1989: The Baltic Sea Patchiness Experiment (PEX '86) - Part 1: General Report. ICES Coop. Res. Rep. **163**: 1 - 100.
- Giesbrecht, W., 1881: Die freilebenden Copepoden der Kieler Förde. 4. Ber. Comm. wiss. Unters. deutschen Meere, Kiel, 88 ff.

- Hernroth, L., H. Ackefors, 1979: The zooplankton of the Baltic Proper - a long-term investigation of the fauna, its biology and ecology. Fish. Bd. Sweden, Inst. Mar. Res., Report No. 2, 60 pp.
- Hillebrandt, M., 1972: Untersuchungen über die qualitative und quantitative Zusammensetzung des Zooplanktons in der Kieler Bucht während der Jahre 1966 - 1968. Inaugural-Dissertation, Kiel, 138 pp.
- Kostrichkina, E., A.K. Yurkovskis, V. Berzins, R.Y. Line, 1985: On the influence of oceanographic conditions on the long-term abundance dynamics of zooplankton in the Gulf of Riga. ICES C.M. 1985/L:5, 15 pp.
- Leppänen, J.-M., K. Kononen, G. Behrends, G. Hansen, 1990: Intercomparison of the measurement of chlorophyll a concentration, primary production capacity, and phyto- and zooplankton abundances during the Baltic Sea Patchiness Experiment (PEX '86). Finnish Marine Research, No. 257, 37 - 57.
- Lenz, J., 1974: Untersuchungen zum Nahrungsgefüge im Pelagial der Kieler Bucht - der Gehalt an Phytoplankton, Zooplankton und organischem Detritus in Abhängigkeit von Wasserschichtung, Tiefe und Jahreszeit. Habilitationsschrift, Kiel, pp.
- Möller, H., 1984: Daten zur Biologie der Quallen und Jungfische in der Kieler Bucht. Verlag H. Moeller, Kiel, 182 pp.
- Schulz, S., W. Kaiser, G. Breuel, 1991: Trend analysis of biological Parameters in the Baltic (1976 - 1988) - Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 76: 357 - 360.
- Schulz, S., G. Aertebjerg, G. Behrends, G. Breuel, P. Ciscowski, U. Horstmann, K. Kononen, E. Kostrichkina, J.-M. Leppänen, F. Möhlenberg, O. Sandström, M. Viitasalo, T. Willen, 1991: The present state of the Baltic Sea pelagic ecosystem - an assessment. In G. Colombo et al., (editors): Marine Eutrophication and population dynamics, Proceedings of the 25th EMBS, Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark, 35 - 44.
- Vuorinen, I., und Ranta, E., 1987: Dynamics of mesozooplankton at Seili, northern Baltic Sea, in 1967 - 1975. Ophelia, 28 (1): 31 - 48.
- Vuorinen, I. und Ranta, E., 1988: Can signs of eutrophication be found in the mesozooplankton of Seili, Archipelago Sea? - Kieler Meeresforsch. Sonderheft 6, 126 - 139.
- Viitasalo, M., I. Vuorinen, E. Ranta, 1990: Changes in crustacean mesozooplankton and some environmental parameters in the Archipelago Sea (Northern Baltic) in 1976 - 1984. Ophelia 31 (3): 207 - 217.
- Wolska-Pys, H.M., I. Ciscowska, 1991: Changes in mesozooplankton of the southern Baltic in 1979 - 1988 - Acta Ichthyol. Pisc.

# **Erfahrungen und Ergebnisse aus 7 Jahren Benthosmonitoring in der südlichen Ostsee**

von  
Heye Rumohr

## **Zusammenfassung**

Es werden Erfahrungen und Ergebnisse aus sieben Jahren Benthosmonitoring in der südlichen Ostsee kritisch dargestellt und die Notwendigkeit zur Adaptation und Weiterentwicklung von bildgebenden Verfahren sowie von Methoden zur Bildanalyse dargelegt. Die Möglichkeiten der Qualitätskontrolle und -sicherung von traditionellen Sammelverfahren mit Hilfe dieser neuen Verfahren wird ebenso behandelt, wie neue Erkenntnismöglichkeiten mit Hilfe der Sedimentprofilphotographie (REMOTS) dargestellt werden, die von uns routinemäßig im Monitoring eingesetzt wird. Aufgrund unserer historischen Datenbasis können Langzeitveränderungen im Benthos der südlichen Ostsee dargestellt werden, die bei kurzzeitiger Betrachtung der Verhältnisse nicht hervortreten würden. Es wird die Notwendigkeit eines retrospektiven Monitorings aufgrund von historischen Daten, internen Wachstumslinien in Muschelschalen sowie der Information in rezenten laminierten Sedimenten erörtert. Aufgrund der vorhandenen Daten wird ein spezifisches Ostsee-Benthosmodell vorgestellt, in welchem aufgrund von faunistischen Informationen sowie der Lage der Redoxschicht und Sedimentstrukturen typische Zustände des Meeresbodens in der Ostsee vergleichend dargestellt werden können. Zuletzt wird eine Zusammenfassung der Entwicklung des Benthos der Kieler Bucht gegeben und hierbei besonders auf die zunehmende Immigration von Arten aus dem Kattegatt hingewiesen, die Zeigerwirkung für großskalige Systemveränderungen haben könnte.

## **Traditionelle und bildgebende Verfahren im Umweltmonitoring**

Die Untersuchung der Fauna des Meeresbodens (Benthos) ist ein besonders verlässliches Mittel zur Bestimmung der Umweltqualität, weil das zumeist ortsfeste Benthos Veränderungen der Meeresumwelt über die Zeit integriert und auch dann Effekte zeigt, wenn man die eigentlichen Ursachen nicht direkt messen konnte. Die traditionellen quantitativen Methoden sind seit ihrer Einführung zu Beginn dieses Jahrhunderts weitgehend gleich geblieben, einzelne Verfahren sind in den letzten Jahrzehnten hinzugekommen.

Diese konventionellen Sammelverfahren sind jedoch zerstörend und erlauben im engeren Sinne keine wiederholten Probennahmen am gleichen Ort. Sie sind darüberhinaus zeit- und kostenaufwendig und erfüllen daher nicht immer die Ansprüche von "Umweltmanagern", die auf rasche Datenlieferungen angewiesen sind. Traditionelle Methoden sind weitgehend unanschaulich und wenig geeignet, die komplexen Zusammenhänge im Ökosystem auch für Laien anschaulich darzustellen. Zuletzt sind sie auch nur bedingt tauglich, vernetzte Prozesse und funktionelle Aspekte der Biologie mariner Organismen zu erhellen. Nichtsdestoweniger erlauben aber traditionelle Sammelmethode intensive quantitative Laboruntersuchungen der Bodenproben zur Identifizierung der meisten Komponenten des Ökosystems. Diese quantitativen Abschätzungen basieren auf wohlerprobten und weitverbreiteten Methoden (RUMOHR 1990), die statistische Bewertung von zeitlichen und räumlichen Veränderungen der Bodenfauna zulassen. Letztendlich sind diese Methoden durch viele Interkalibrierungen zwischen verschiedenen Laboratorien einer Qualitätskontrolle unterworfen und gewährleisten durch ihre weitgehende Standardisierung eine bestimmte Verlässlichkeit und Vergleichbarkeit der Daten.

### **Methodenstandardisierung und -verbesserungen in Kiel**

Im Laufe der letzten 12 Jahre gingen von Kiel Impulse zur Standardisierung und Verbesserung der traditionellen Benthos- Sammelverfahren im Biologischen Monitoring aus, die im Folgenden kurz skizziert werden sollen. Grundidee dieser Aktivitäten war die Überzeugung, daß Benthosdaten aus der Ostsee und der Nordsee vergleichbar gehalten und daher auch die Sammelmethodik weitgehend angeglichen werden sollte. In der Ostsee waren im Rahmen der Baltischen Marinen Biologen (BMB) 1976 schon Methodenempfehlungen herausgegeben worden (DYBERN et al. 1976), die eine gewisse Pilotfunktion hatten, jedoch zum Teil sehr Ostsee-spezifisch angelegt waren. Im Zuge der Vorbereitungen für das gemeinsame Nordsee-Sammelprogramm der ICES Benthos Ecology Working Group (HEIP et al. 1992, KÜNITZER et al. 1992) wurden hierauf aufbauend Methodenempfehlungen erarbeitet, die für den gesamten ICES Raum anwendbar sind (RUMOHR 1991). Das Benthoskapitel in den revidierten HELCOM Guidelines wurde auch unter maßgeblicher Mitarbeit aus Kiel neugefaßt (HELCOM 1989).

Ziel der notwendigerweise konservativen Sammelmethodik ist, langfristige Trends in Langzeit-Datenserien zu erkennen, d.h. jeder Wechsel in der Methodik ist erst einmal eine

mögliche Fehlerquelle, welche die Aussagefähigkeit der Datenserie verschlechtern kann. Dessen ungeachtet haben wir versucht, die Aussagekraft unserer Daten zu erhöhen, indem wir synoptisch mit verschiedenskaligen Methoden die Probleme untersucht haben, die ebenfalls vom mm-Bereich bis in den 100 km-Bereich reichen. Dies geschieht zum einen durch 3-5 Greifer (0,1m<sup>2</sup>) pro "Station" (wobei Station realistisch eine zufallsgemäße Probennahme in einem Areal von 50x50 Meter meint, das in tieferen Gebieten noch größer sein kann). Hiermit wird eine über 70 %ige Erfassung des Artenspektrums angestrebt (die Artenzahl steigt mit der Zunahme des besammelten Areal asymptotisch an). Die Ähnlichkeit der so gewonnen Proben ist zumeist recht hoch, Abweichungen deuten auf Sammelfehler hin. Sind keine oder nur vereinzelte Exemplare von Benthosorganismen in der Probe vorhanden, was in den Protokollen dann als kategorisches "No fauna" erscheint, nehmen wir routinemäßig eine 3-5minütige Dredgeprobe mit einer standardisierten 1 m-Dredge mit einer Kette und einem 3 m langen Netzbeutel (0,5 cm Maschenweite), die diese Aussage oft dergestalt modifiziert, daß im dem befischten Areal von 100-150 m doch noch vereinzelte Spuren von vagiler Epifauna zu finden sind, die zumindest auf gute Wasserbedingungen hindeuten, während der Boden zumeist schon/noch anoxisch ist. Ein weiteres wichtiges Mittel, die zumeist "punktförmigen" Informationen der Greiferproben in die Fläche zu interpolieren, ist die Anwendung von etwa 10minütigen Videoprofilen (s.u.), mit denen eine etwa 1m breite Strecke von ca. 100 m Länge erfaßt wird und die Gleichförmigkeit des Sediments und der Epifauna bzw. der biogenen "Lebensspuren" zumeist bestätigt werden kann. Dies steigert die Verlässlichkeit und Aussagekraft der Greiferdaten zum einen, zum anderen aber gibt es auch semiquantitative Nachweise für das Vorhandensein von zumeist größeren und selteneren Epifauna-Arten (z.B. *Buccinum*, *Saduria*, *Asterias* u.a.m.), die mit dem Greifer nicht quantitativ erfaßt werden können. Das Bewußtsein der relativen Beschränktheit der "Van Veen Welt" ist wichtig für die wahrheitsgetreue Interpretation der Daten.

Diese klar erkennbaren Nachteile der konventionellen Methoden führten zur bereits erwähnten Entwicklung bzw. Adaptation von beobachtenden, bildgebenden Verfahren sowie von Methoden zur Analyse der gewonnenen Bilddokumente z.T. aus den Nachbardisziplinen wie Geographie, Geologie u.a. An diesem Prozeß war die Kieler Gruppe in den letzten Jahren (seit 1986) führend beteiligt.

Die bildgebenden Verfahren reichen von Echolotungen der Meeresbodenoberfläche und innerer Sedimentschichtmächtigkeiten über weitflächige side-scan Sonar Aufnahmen der

Oberflächenstrukturen zu vielfältigen photographischen Techniken und der Anwendung von Unterwasservideo. Röntgenuntersuchungen und Ultraschall-anwendungen versuchen innere Strukturen von Sedimenten (Röhren, Gangbauten, Sedimentschichten und ihre spezifischen Störungen) zu dokumentieren. Bei diesen Methoden können Meeresbiologen weitgehend auf vorhandene Technologie zurückgreifen, die für zivile und militärische Zwecke entwickelt worden war.

Eine Spezialanwendungen von Unterwasserphotographie, die REMOTS Sedimentprofilkamera, wurde von uns im Biologischen Monitoring eingeführt. Sie erlaubt eine hochauflösende, vertikale photographische Dokumentation der oberen 20 cm (max.) des Meeresbodens einschließlich der feinen Sediment/Wasser Grenzschicht. RHOADS und GERMANO (1982) entwickelten diese Methodik zusammen mit einem neuen Untersuchungs-Protokoll, welches zum einen abiotische Parameter wie Korngröße, Oberflächenrauigkeit, Tiefe der apparenten Redoxschicht, Sulfidschichten, Methanblasen, Mächtigkeit von Deckschichten von Baggergut, Bohrschlamm und verklapptem Material erfaßt (RUMOHR & SCHOMANN 1992, RUMOHR et al. 1992). Zum andern lassen sich biologische Merkmale wie z.B. sichtbare Epifauna, Wohnröhrentypen und -dichte, Nahrungsgänge, Lage von Kotpillen, mikrobiologische Aggregate (*Beggiatoa*-Schichten), dominante Fauna und ihre Lebenstiefe und -spuren, Sukzessionsstadien und andere sichtbare biogene Erscheinungen dokumentieren. Seit Neuestem steht auch eine von uns konzipierte tauchergeführte Sedimentprofilkamera zur Verfügung, die an solchen Standorten eingesetzt werden kann, an denen man nicht mehr vom Schiff aus operieren kann, wie z.B. unter Fischkäfiganlagen oder im Flachwasser.

Ein großer Vorteil vieler dieser Methoden gerade im Umweltmonitoring ist die rasche Datengewinnung und die gute Verwertbarkeit der Daten in der Unterrichtung und Überzeugung von Nichtwissenschaftlern. Ein Nachteil ist, daß oft nur semi-quantitative Ergebnisse erreicht werden, die einer Ergänzung durch traditionelle, quantitative Verfahren bedürfen. Bildgebende Techniken müssen standardisiert und kalibriert werden, da erst bei einer gewissen Harmonisierung eine Vergleichbarkeit der Bilddokumente zwischen verschiedenen Laboratorien erreicht werden kann.

Die Anwendungsgebiete für bildgebende Verfahren reichen von grundlegenden Abschätzungen der Umweltqualität in belasteten Gebieten, z.B. mit Aquakultureinrichtungen,

über die Überwachung von Klärschlamm- und Baggergut-Verklappungsgebieten bis zur Dokumentation der Folgen von Schleppnetz- und Baumkurrenfischerei (RUMOHR & KROST, 1991). Gerade in der Ostsee sind sie ein wichtiges Hilfsmittel zur Abgrenzung großer Gebiete mit Sauerstoffmangel-schäden. Voruntersuchungen mit bildgebenden Verfahren sind eine wichtige Ergänzung zu den unverzichtbaren traditionellen Methoden, erlauben aber eine wesentlich effektivere und kostengünstigere Untersuchungsplanung. Darüberhinaus erlauben kombinierte Einsätze von Sammelgeräten mit Videosensoren eine sehr genaue und kontrollierte Probennahme gerade von kleinräumigen Strukturen, zum anderen ermöglichen sie aber auch eine Kontrolle der Geräte sowohl in ihrer Wirkungsweise vor Ort als auch von unerwünschten Störungen der Meeresbodenoberfläche und lassen so eine kritische Qualitätsabschätzung von derart gewonnen Proben zu.

Verschiedene Trägersysteme (Rahmen, Schlitten, ROV's) erlauben Einsätze in fast allen Meeresgebieten und -tiefen, besonders auch dort, wo konventionelle Sammelverfahren aufgrund der besonderen Bodenverhältnisse versagen. Es hat sich jedoch erwiesen, daß sowohl die Video-Sensoren, als auch die Geräteträger spezifisch für besondere Habitate ausgewählt werden müssen, und daß es das "ideale" Gerät zumindest für die Ostsee (und auch die Nordsee) nicht gibt. In Kombination mit Sensorkpaketen auf den Geräteträgern lassen sich biologische Phänomene direkt mit physiko-chemischen Prozessen verknüpfen.

Zukünftige Entwicklungen sind nötig auf dem Gebiet der Speicherung von Bilddokumenten sowie von standardisierten Verfahren zu ihrer Analyse und Bewertung (image analysis) in Verbindung mit geographischen Informationssystemen (GIS). Der Entwicklung von integrierten Meß-, Sammel- und Bildsystemen stehen derzeit die hohen Kosten im Wege, sodaß übergreifende, europäische Projektlösungen gesucht werden müssen. Und nicht zuletzt bedarf es des direkten internationalen Austausches von Erfahrungen und kritischen Bewertungen der mit diesen Methoden befaßten Forscher, um diese wichtigen Ansätze zum Wohle der Meeresumwelt zu verbreiten.

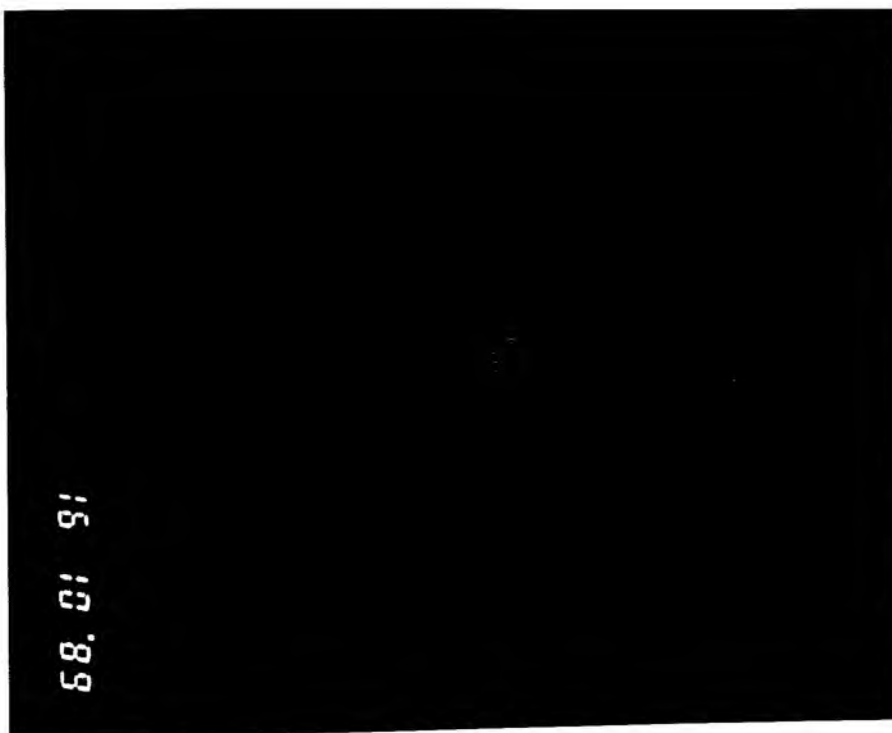
## Langzeitveränderungen im Benthos der Ostsee

Die Ostsee ist aufgrund ihres Tiefenprofils und ihrer Abschottung zur Nordsee durch mehrere Schwellen - verbunden mit einer ausgeprägten Dichteschichtung - von besonderen Einstromsituationen marinen Wassers abhängig. Seit dem letzten größeren Ereignis dieser Art im Jahr 1976 konnten wir eine zunehmende Verschlechterung im Tiefenwasser der Ostseebecken (insbesondere der Sauerstoffsituation) verzeichnen, welche sich direkt auf das Sediment und die Benthosfauna auswirkt. Anhand einer umfangreichen historischen Datenbasis kann die Veränderung des Benthos in den letzten 60 Jahren für jedes der Becken gut dokumentiert werden. Allgemein kann eine Sequenz ausgehend von einer (langlebigen) Bivalvier/Echinodermen dominierten Gemeinschaft über eine biomassestarke Bivalvier/Polychaeten-Gemeinschaft konstatiert werden, die sich jedoch schon durch starke Fluktuationen auszeichnet und in der in besonderen Streß-Situationen zusätzlich auftretende Priapuliden (*Halicryptus*, *Priapulius*) eine starke Zeigerwirkung haben. Über eine recht vergängliche und biomassearme Kleinpolychaeten-Gemeinschaft (*Scoloplos*, *Capitella*, *Polydora*, *Heteromastus*) folgt meist der azoische Zustand mit gelegentlichem Auftreten von vagiler Epifauna (*Harmothoe*, Crustaceen). In historischen Vergleichen wurde oft eine eutrophierungsbedingte Biomassezunahme oberhalb der Halokline gefunden, während die Fauna darunter deutlich verarmte und große Schwankungen aufwies. Dieses Geschehen ist vor einem deutlichen West-Ost Gradienten zu sehen. Waren bislang nur östliche Becken betroffen, so mußte seit 1989 auch das Arkona Becken zu den akut gefährdeten Gebieten gezählt werden. Hier wurden im Juni 1989 weite Bereiche bedeckt mit Schwefelbakterien (*Beggiatoa*) gefunden, die in der Nähe von gerade abgestorbener Makrofauna weiße Ringe über schwarzem H<sub>2</sub>S-Schlick bildeten. Diese befanden sich meist um große tote Islandmuscheln (*Arctica*) herum und stellten so eine direkte Entsprechung zu den "schwarzen Flecken" im Nordseewatt dar, die etwa zur gleichen Zeit große Popularität erlangten. Die gemessenen Sauerstoffsättigungswerte im Bodenwasser waren zumeist unauffällig, wenn auch verarmt.

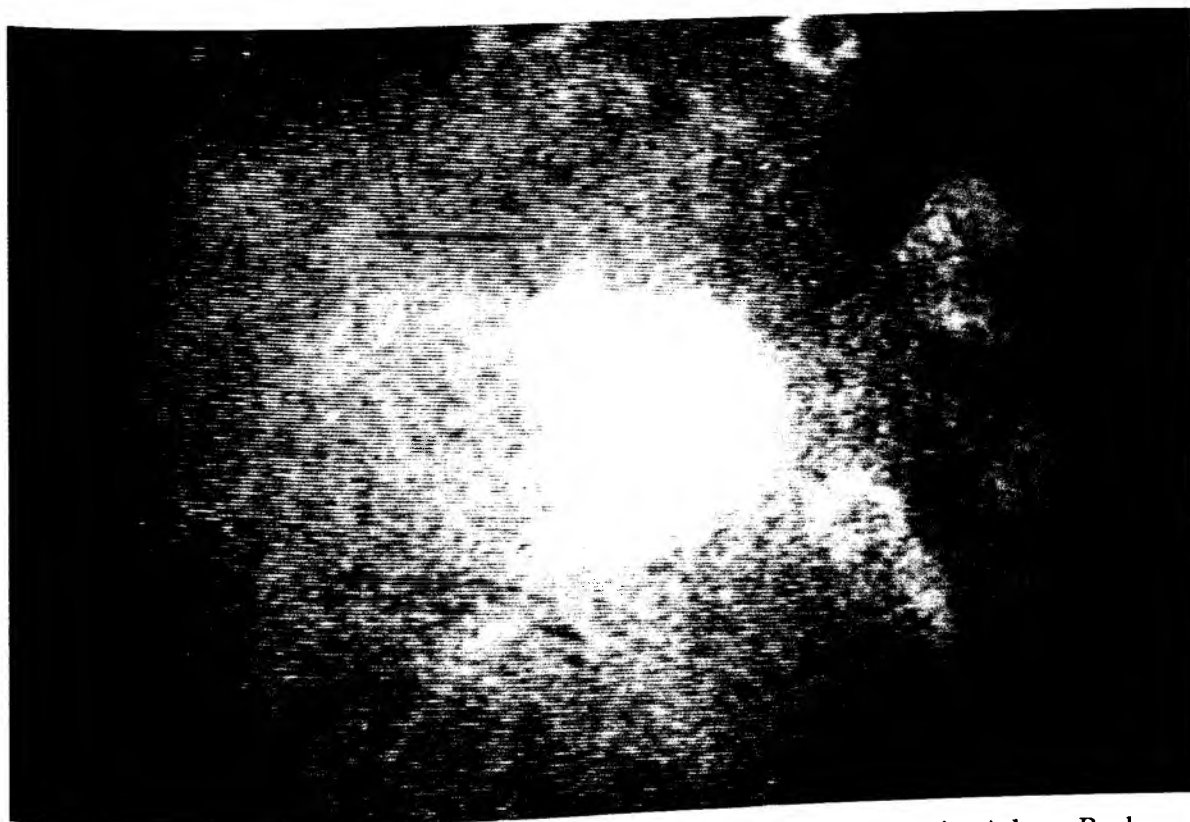
Die Entdeckung von weiträumigen *Beggiatoa*-Rasen durch unsere Video-Profile in den tiefen Arealen der Ostsee Becken, war dem Umstand zuzuschreiben, daß diese lockere und fragile Oberflächenschicht von normalen Sammelgeräten wie Greifer und Kastenlot regelmäßig durch deren Staudruck bei Annäherung an den Boden "weggeblasen" wurde und so in den Proben nie erschien.



Die Auswertung von Videoprofilen und Photographien sowohl von der Oberfläche als auch des vertikalen Profils (REMOTS) gibt uns Einblick in den Zustand des Sediment-Lebensraumes, wie er mit anderen Methoden nicht gewonnen werden kann. Einige generelle Aussagen können aus diesen Bildern abgeleitet werden (Abb. 1 und 2). Der entscheidende Punkt für die Qualität des Meeresbodens in allen Ostsee-Becken scheint die Anwesenheit bzw. Abwesenheit von Makrofauna zu sein, welche das Sediment aufarbeiten und es von Detritus "säubern" kann, der aus der Wassersäule herniederregnet und seitlich herbeigetragen wird (laterale Advektion). Der Übergang von einem in den anderen Zustand (*dead bottoms*) wird charakterisiert durch dichte Lagen von Detritusflocken auf dem Sediment und in der Grenzschicht. Es wurde eine Größenzunahme dieser Flocken von West nach Ost beobachtet, was als eine Verschlechterung der Situation interpretiert wird. Ist der Sauerstoff im Sediment durch bakterielle Abbauprozesse aufgebraucht, wird diese flokkulente Schicht durch *Beggiatoa*-Matten konsolidiert. *Beggiatoa* kann nur an der Grenzschicht zwischen  $H_2S$  und geringen Sauerstoffgehalten im Wasser auftreten. Wir erleben einen negativen Rückkoppelungsprozeß der alle Meeresböden betrifft, wenn die Makrofauna einmal ausgelöscht ist. Die organische Detritus-Fracht, welche vorher der Makrofauna als Nahrung diente, muß nun am Boden aufgearbeitet und oxidiert werden. Dies hat in Kürze Sauerstoffmagel zur Folge, der wiederum Benthoslarven am Siedeln hindert und eine Rekolonisierung erschwert, wenn nicht sogar verhindert. Dieser Zustand ist per def. ein "dead bottom" und war Ende der 80iger Jahre im nördlichen Bornholm Tief, im Danziger Tief, im südlichen Teil des Gotland Tiefs und im Landsort Tief zu finden. Anhand dieser Funde läßt sich auch die Entstehung von laminierten Schichten dokumentieren. In Abb. 3 vom Abhang des Landsort Tiefs, dem tiefsten Bereich der Ostsee, finden wir ungestörte laminierte Sedimente, welche bis zu 30 Bänder aufweisen. Auf der obersten Schicht sehen wir frischen Detritus, der aus der Frühjahrsblüte stammen könnte und eine beginnende Bedeckung mit *Beggiatoa* zeigt. Die weißen Bänder zwischen den einzelnen Horizonten werden als elementarer Schwefel gedeutet, der bekanntermaßen von *Beggiatoa* abgelagert wird. Wenn man weiterhin annimmt, daß dieses ein jährlich wiederkehrender Prozeß ist, hat hier seit 30 Jahren keine lebende (und bioturbierende) Makrofauna mehr existiert! Oberflächenphotographien zeigen weiße bis gelbliche schrumpelige Strukturen, die ein anderer Aspekt des gleichen Phänomens sind (Abb. 4). Abb. 5 (Arkona) zeigt diesen Prozeß im ersten Jahr seiner Entstehung. Wir finden hier eine *Beggiatoa*-Schicht auf einer schwarzen Schicht von  $H_2S$ -Schlick, der wiederum auf dem grauen, weichen, tonigen Untergrund liegt, welcher über Jahre das Bild im Arkona Becken geprägt hat. Ähnliche Zustände mit mehreren feinen Sediment-



**Abb. 1:** Sedimentprofilaufnahme Kieler Bucht 24 m. Schnitt durch Polychaeten-Röhren-Rasen (*Polydora spec.*) auf  $H_2S$  Schlick.



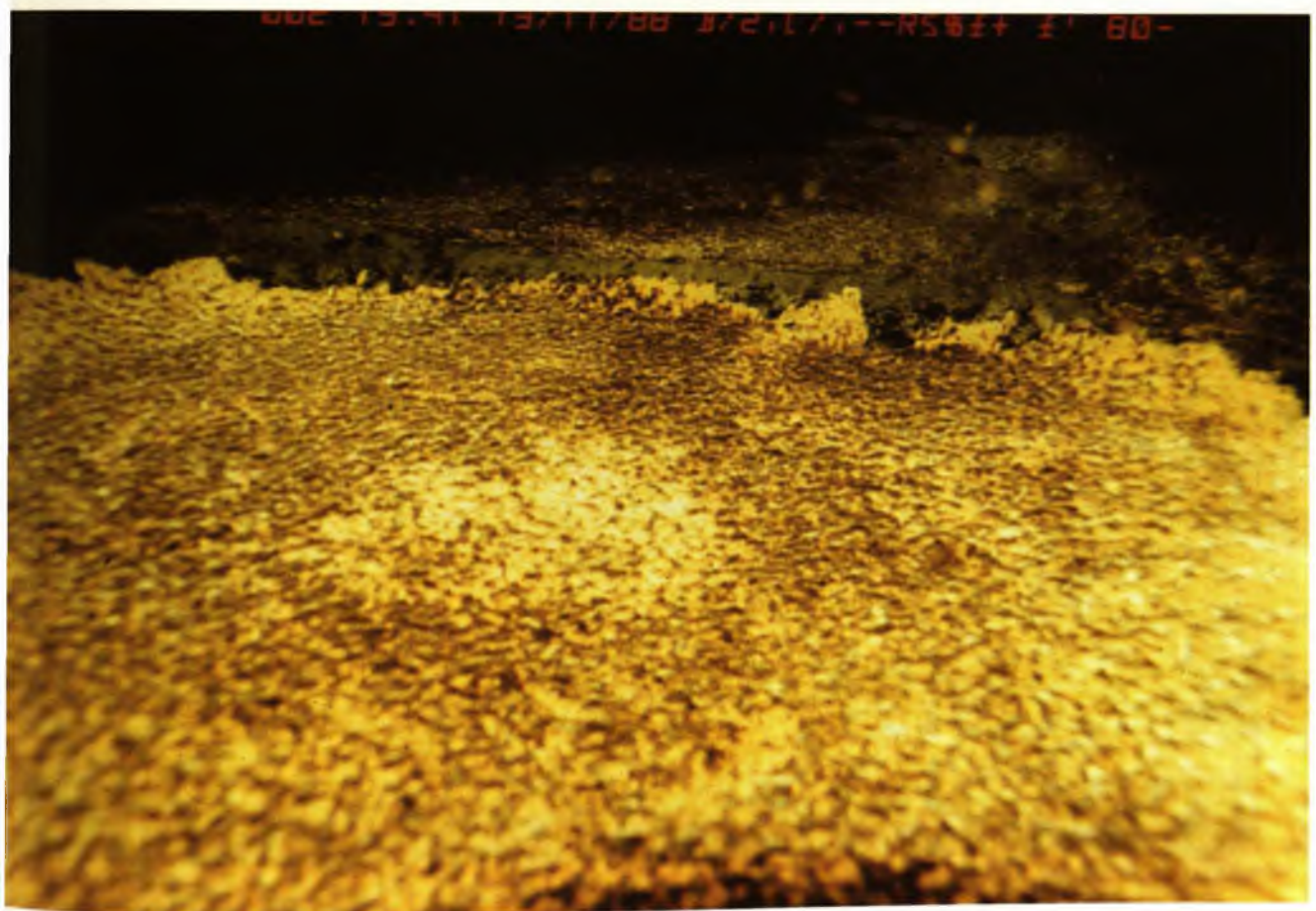
**Abb. 2:** Bildschirmfotografie von ringförmigen *Beggiatoa*-Siedlungen im Arkona Becken 45 m, Sommer 1989 (Durchmesser ca. 20 cm). Sie entsprechen den "schwarzen Flecken" im Nordseewatt.



**Abb. 3:** Laminierte Schichtung am Hang (200 m) des Landsort Tiefs mit Detritusauflage an der Oberfläche. Weiße Bänder sind alte Beggiatoa-Lagen.

Lagen sind im Danziger Tief (Abb. 6) und im alten Oder-Urstromtal, der Saßnitz-Rinne, zu finden, wo das Ereignis von 1989 noch als weißes Band in ca. 2 cm Tiefe zu finden ist.

Seit 1990 hat eine allmähliche Verbesserung der Sauerstoff-bedingungen am Boden des Arkona Beckens und seit 1991 auch am Boden des Bornholm Beckens eingesetzt, sodaß wir jetzt exemplarisch verfolgen können, welches Wiederbesiedelungspotential im diesjährigen großen Einstromereignis liegt (Januar 1993).

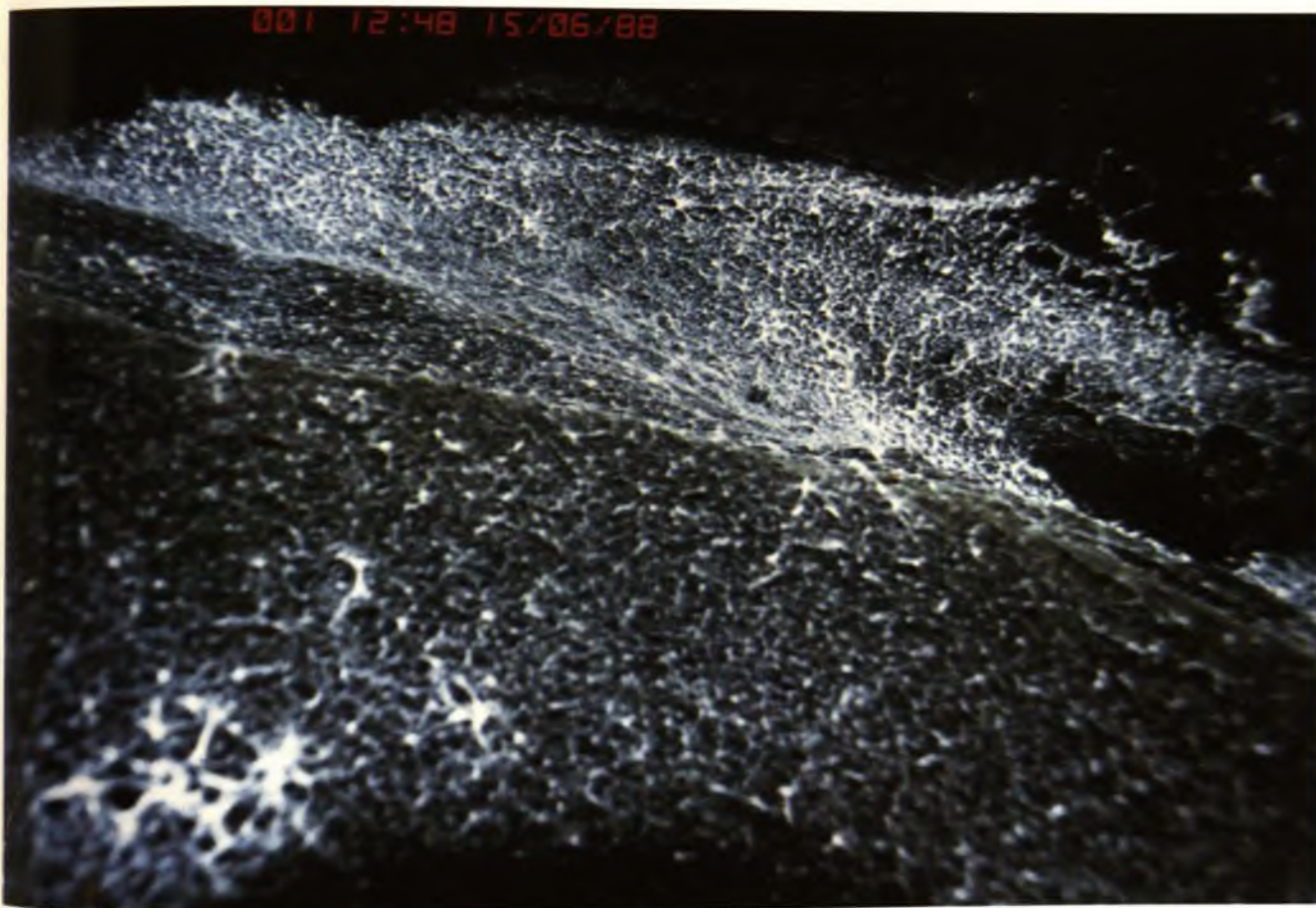


**Abb. 4:** Oberflächenansicht des Ostseebodens zwischen Gotland und Bornholm Becken  
80m. Alte *Beggiatoa*-Schicht mit elementarem Schwefel (?).





**Abb. 5:** Sedimentprofilaufnahme aus dem Arkona Becken 45 m mit *Beggiatoa*-Rasen auf schwarzem Faulschlamm über "normalem" Feinsediment.



**Abb. 6:** Dichter *Beggiatoa*-Rasen auf  $H_2S$ -Schlick im Danziger Tief, 110 m.

### **Historische Ökologie und retrospektives Monitoring**

Die Geschichte der Benthosforschung in der Kieler Bucht und der südlichen Ostsee geht über 100 Jahre zurück. Die zu dieser Zeit von MÖBIUS formulierten ökologischen Prinzipien sind noch gültig. Quantitative Ideen wurden durch Victor Hensen stimuliert und erstmalig durch Dahl (1893), Petersen (1913), Boysen-Jensen (1918) und Blegvad (1923) verwirklicht. In dieser Zeit war Benthosforschung ein Teil der Fischereibiologie, in welchem versucht wurde, die Produktivkräfte einzelner Meeresgebiete in Bezug auf Fischnahrung abzuschätzen und

welche Fischbestände durch sie ernährt und erhalten werden konnten ("Bonitierungen"). In Kiel hatte Arthur Hagmeier bereits in den 20igern klare Vorstellungen über die Jahr-zu-Jahr Schwankungen der Benthosgemeinschaften, was ihn auch veranlaßte, langfristige Routineuntersuchungen, also eine Art Monitoring zu fordern. Die Entdeckung der "Meiofauna" durch A. Remane (1933) eröffnete ein weites Feld für neue und aufregende Forschungen, verhinderten aber eine konsequente Fortsetzung der Makrofaunauntersuchungen.

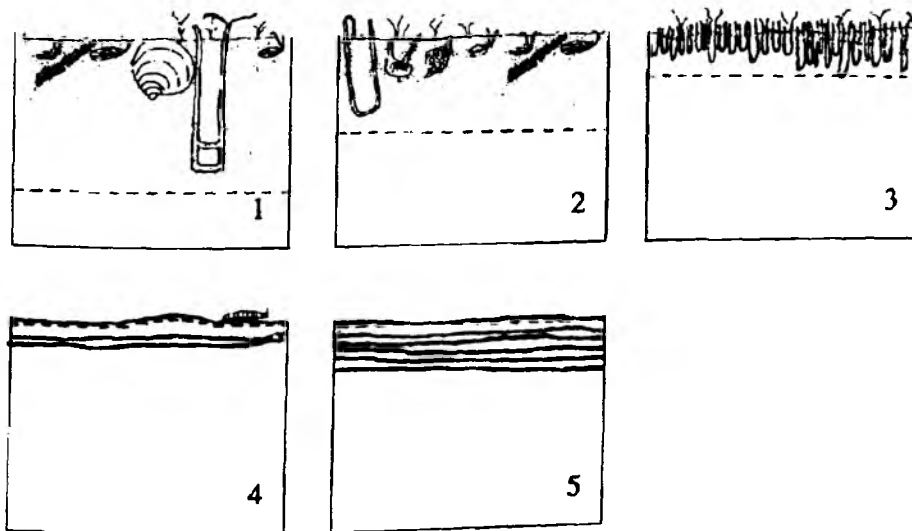
Nach dem Kriege wurden grundlegende Makrofaunauntersuchungen an mehreren Instituten an der Ostsee wieder aufgenommen, und die neue Disziplin Benthosökologie trennte sich allmählich von ihrer Mutterdisziplin, der Fischereibiologie, ab, obwohl ihre Methoden immer noch die gleichen waren wie 50 Jahre zuvor. Neue Ideen und ökologische Hypothesen (THORSON 1955, SANDERS 1968) stimulierten neue Untersuchungen und wissenschaftliche Auseinandersetzungen, die in den Versuch mündeten, das Ökosystem deterministisch zu modellieren. In der Ostsee wurde hier wichtige Arbeit in Kiel vom Sonderforschungsbereich 95 und von der Askö-Gruppe um B.O. Jansson in Schweden geleistet. In Kiel wurden besonders Untersuchungen zur quantitativen Verknüpfung des Benthos mit den demersalen Fischbeständen durch Arntz geleistet, die dann in einer Serie von großen in-situ Experimenten ("Benthosgarten") zur Gemeinschafts-Organisation und Sukzession mündeten (ARNTZ & RUMOHR 1982, 1986, RUMOHR & ARNTZ 1982). Andere Gruppen erforschten die angenommene benthopelagische Koppelung (GRAF 1989). Zur Zeit besteht ein wachsendes Interesse an historischen Daten, da nur der Vergleich von historischen Biomassedaten und Artenzusammensetzungen langfristige Trends enthüllen kann und uns zu einem besseren Verständnis heutiger Umweltzustände führt.

Diese außergewöhnlich lange und gute Untersuchung der südlichen Ostsee ermöglichte es uns, unpublizierte Daten von Arthur Hagmeier (1932) wieder zu "entdecken" und Biomassedaten aus dem Text zu rekonstruieren und in die noch existierenden Fahrtprotokolle einzubetten (RUMOHR 1987). Des weiteren wurden aus Kieler Museumsmaterial, welches aus den Routinefahrten des Reichsforschungsdampfers "Poseidon" stammt, historische Dredgenprotokolle aus Nord- und Ostsee anhand der Funddaten rekonstruiert, welche als Basismaterial für historische Vergleiche im Sinne eines retrospektiven Monitorings dienen sollen (STEIN et al. 1990). Erst kürzlich wurden in Zusammenarbeit mit polnischen Kollegen 1600 unbearbeitete Benthosstationen aus der südlichen Ostsee aus der Zeit von 1949-1979 in unserer historischen Benthosdatenbank gesichert.

Aufbauend auf diesen Untersuchungen zur historischen Ökologie wird ein groß angelegter historischer Vergleich von mehrjährigen Datenserien einschließlich ihrer Varianzen aus den zwanziger Jahren, den fünfziger Jahren und den letzten 20 Jahren aus der südlichen Ostsee durchzuführen sein, mit dem Ziel, die Verschlechterung der baltischen Meeresumwelt vor einem W-E Gradienten zu deuten und diesen sowohl mit einem Tiefengradienten, als auch mit dem zeitlichen Ablauf in Beziehung zu setzen.

### Ostsee - Benthos Modell

Aus den gewonnenen Daten der traditionellen Probennahme sowie aus dem Bildmonitoring mit Video und Sedimentprofilphotographie konnte ein Ostsee-spezifisches Modell entwickelt werden, das 5 Stufen der Verschlechterung am Boden der Ostsee beschreibt, und nicht nur die Benthosfauna sondern auch den Redoxzustand und Sedimentstrukturen mit einbezieht (Abb. 7). Es ist auch anwendbar auf historische Datensätze und dient so einer langfristigen Trendabschätzung. Diese Zustände können im Gebiet vom südlichen Kattegatt bis in die zentrale Ostsee beobachtet werden. Dieses Modell unterscheidet sich von anderen Sukzessionsmodellen (PEARSON & ROSENBERG 1978) dadurch, daß in ihm nur die für die Ostsee relevanten Sukzessionsstadien - diese jedoch in größerer Auflösung - dargestellt werden.



- - - redoxcline

**Abb. 7:** Stadien des Ostsee-Benthos-Modells



**Stadium 1:** beschreibt eine stabile, von Muscheln bzw. von Echinodermen dominierte (Klimax-) Gemeinschaft mit tief siedelnden langlebigen Arten in wohldurchmischem, oxischem Sediment mit tief liegender Redox-Schicht.

**Stadium 2:** ist eine von Muscheln und langlebigen Polychaeten dominierte, starken Fluktuationen unterworfenene Gemeinschaft mit erhöhter Biomasse u.a. als Folge der Eutrophierung.

**Stadium 3:** ist ein deutlicher Wechsel zu einer biomassearmen Kleinpolychaeten-Gemeinschaft mit starken Schwankungen und gelegentlichen Auslöschungen durch Sauerstoffmangel. Hier liegt die Redox-Diskontinuitätsschicht bereits dicht (einige mm) unter der Sedimentoberfläche.

**Stadium 4:** ist bereits ohne Makrofauna, oft findet man *Beggiatoa* - Rasen, vereinzelt noch vagile Epifauna (*Harmothoe*) und erste Laminierungen im Sediment als "Jahresringe"

**Stadium 5:** zeigt langfristig azoisch laminierte Sedimente (Landsort Tief, Schwarzes Meer)

**Tabelle 1:** Vergleich des Zustandes der Meeresumwelt 1932 (Hagmeier) und 1989 in der Ostsee anhand des Ostsee-Benthos-Modells

Gebiet	1932	Stadium	1989	Stadium
S-Kattegatt	o.B.	1	Biomasseanstieg, lokale Zusammenbrüche	2
Beltsee	o.B.	1	Biomasseanstieg, org. Belastung unklarer Trend	2
Kieler Bucht	o.B.	1	unterh. Halocline starke Schwankung, Erholung seit 1981	2 - 3
Mecklenburger Bucht	o.B.	1	oberh. Halocline Biomasseanstieg	2 - 3
Arkona	leicht verarmt	1 - 2	bislang noch vital, 1989 erste Zeichen v. Fäulnis	3 - 4
Bornholm	verarmt	3	unterh. 60 - 70 m keine Fauna ( <i>Beggiatoa</i> )	4
Stolpe Bank	o.B.	1	oberh. Halocline 40 Jahre unveränd.	1
Danziger Tief	verarmt	3	unterh. 80 m keine Fauna <i>Beggiatoa</i> , Beginn lam. Schichtung	4
Gotland Tief	keine Fauna	4	seit Jahren ohne Fauna	5

## Das Benthos der Kieler Bucht

Im NE Teil der Kieler Bucht finden wir weiterhin eine "*Abra alba*" - Gemeinschaft mit vielen neuen Jungtieren. Der Priapulide *Halicryptus* ist weiterhin auf allen Stationen präsent, neuerdings zusammen mit *Priapulus caudatus*. Außerdem setzte sich die Einwanderung von neuen Arten (vornehmlich Polychaeten) aus dem Kattegatt fort. Die neue Art *Marenzellaria wireni* hat sich mittlerweile in wenn auch geringen Zahlen etabliert. 1992 waren wieder viele Polychaeten der Art *Terebellides stroemi* zu beobachten, einer Art, die für ihr langfristiges Schwanken der Bestände bekannt ist. Dies muß in den nächsten Jahren weiterhin verstärkt beobachtet werden, um einen etwaigen Trend zeitig zu erkennen. Die Fauna der Kieler Bucht hat offenbar unter dem kurzfristigen Sauerstoffmangel im September 1992 keinen Schaden genommen und ist an allen Stationen wohl entwickelt. Anhand dieses extrem warmen Sommers wäre u. U. etwas anderes zu erwarten gewesen. Im letzten Beobachtungszeitraum konnten im Benthos der Kieler Bucht Verhältnisse dokumentiert werden, die einem durchschnittlichen Jahresgang entsprechen. Zur Beurteilung wurde wiederum ein 10-Jahreszeitraum herangezogen (Abb. 8 und 9), da isolierte Daten aus einem oder wenigen Jahren nur von geringer Aussagekraft sind. Auf einigen tiefer gelegenen Stationen im Zentrum der Bucht (Süderfahrt) war jedoch ein Zusammenbruch der Fauna insbesondere der wieder reichlichen Bestände der Muschel *Abra alba* bereits im August zu beobachten, der auf lokal begrenzten

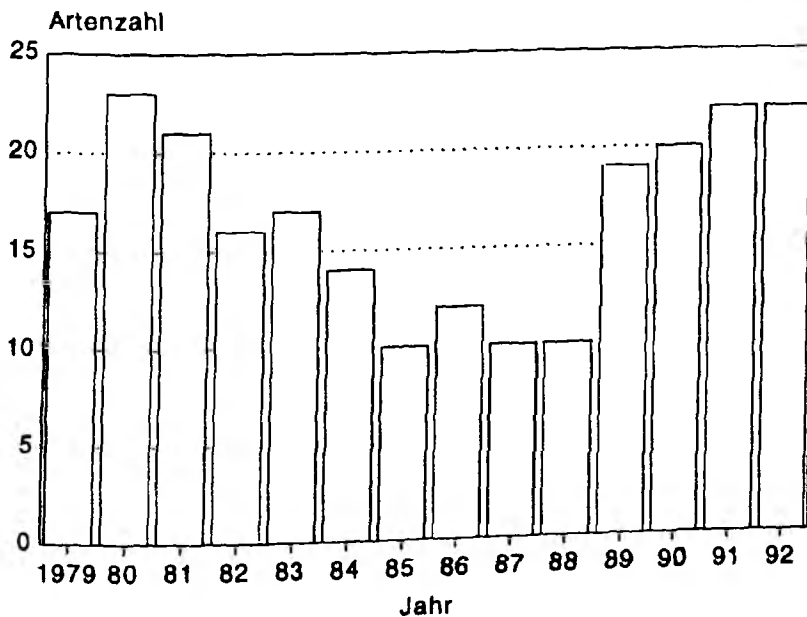
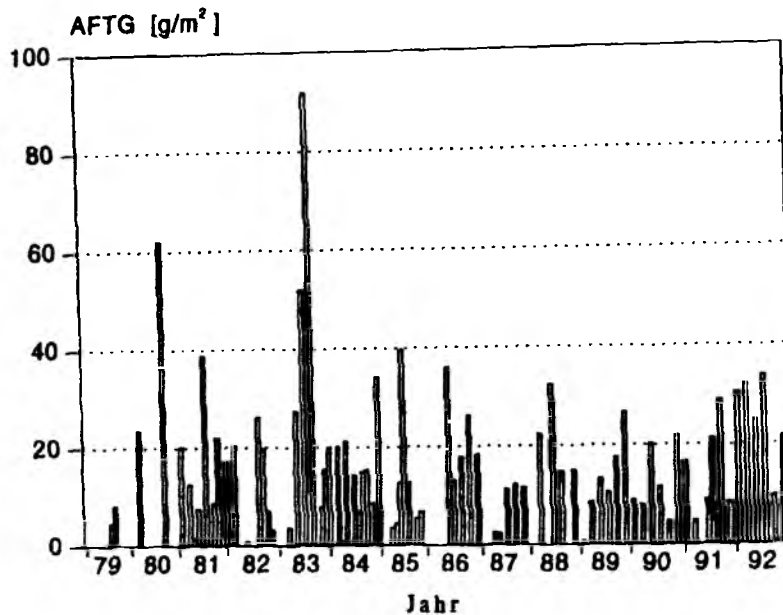
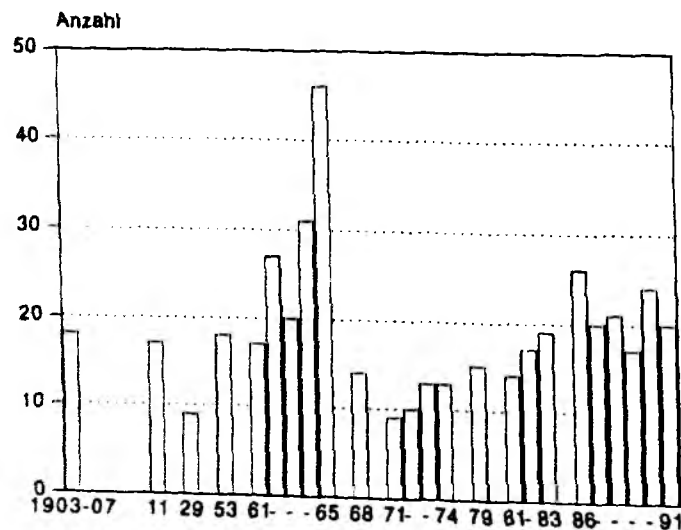


Abb. 8: Anzahl der Benthosarten auf der Station Süderfahrt (Kieler Bucht)



**Abb. 9:** Veränderungen der Biomasse auf der Station Süderfahrt (Kieler Bucht).

Sauerstoffmangel am Boden zurückzuführen ist und belegt, daß die Bodenfauna einen anderen Gleichgewichtszustand hat als vor 15 Jahren, wo gerade *Abra alba* bestimmendes Faunenelement und zugleich namensgebende Art der Gemeinschaft war. Die Station Fehmarnbelt ist weiterhin verarmt (Abb. 10), während das Arkona Becken eine gewisse Erholung zeigte, verglichen mit den drastischen Befunden aus 1989 (s. Jahresbericht 1989).



**Abb. 10:** Anzahl der Benthosarten auf der Station Fehmarnbelt.

## Vorschläge und Ausblick

Es gilt weiterhin das bereits 1987 im Jahresbericht des IfM Gesagte, wo die Betonung sowohl der historischen Ökologie für ein retrospektives Monitoring, als auch die Adaptation und Weiterentwicklung von bildgebenden Verfahren für das Monitoring hervorgehoben wurden. Aufbauend hierauf wird ein groß angelegter historischer Vergleich von mehrjährigen Datenserien einschließlich ihrer Varianzen aus den zwanziger Jahren, den fünfziger Jahren und den letzten 20 Jahren aus der südlichen Ostsee durchzuführen sein, mit dem Ziel, die Verschlechterung der Ostsee Umwelt vor einem W-E Gradienten zu deuten und diesen sowohl mit einem Tiefengradienten, als auch mit dem zeitlichen Ablauf in Beziehung zu setzen. Die bildgebenden Verfahren werden in Zukunft einer quantitativen Analyse zugänglich gemacht werden, die speziell auf unsere Arbeitsabläufe hin entwickelt wird. Das Umwelt-Bildkataster der Ostsee wird weiter aufgebaut werden und als eine zusätzliche Grundlage für Qualitätsbewertungen der Meeresumwelt in der Ostsee dienen.

## Literatur

- Arntz, W.E. and Rumohr, H. 1982: An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **64**, 17-45.
- Arntz, W.E. and Rumohr, H. 1986: Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in an established community. *Meeresforsch.* **31**, 97-114.
- Blegvad, H. 1923: Quantitative investigations of bottom invertebrates in the Limfjord 1910-1927 with special reference to plaice food. *Rep. Dan. biol. Stn.*, **34**, 33-52.
- Boysen-Jensen, P. 1918: Valuation of the Limfjord. I. Studies of the fish food in the Limfjord, 1909-1917, its quantity, variation and annual production. *Rep. Dan. Stn.*, **26**, 1-44.
- Dahl, F. 1893: Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. Sechster Bericht der Kommission zur Untersuchung der deutschen Meere in Kiel. 1887 bis 1891, Heft **III**, 1-185.
- Dybern, B.I., Ackefors, H. and Elmgren, R. 1976: Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. *Baltic Marine Biologists*, **1**, 1-99.
- Graf, G. 1992: Benthic-pelagic coupling: A benthic view. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **30**, 149-190.

- Heip, C., Basford, D., Craeymeersch, J.A., Dewarumez, J.-M., Dörjes, J., de Wilde, P., Duineveld, G., Eleftheriou, A., Herman, P.M.J., Niermann, U., Kingston, P., Künitzer, A., Rachor, E., Rumohr, H., Soetaert, K. and Soltwedel, T. 1992: Trends in biomass, density and diversity of North Sea Macrofauna. *ICES J. mar. Sci.*, **49**, 13-22.
- HELCOM 1989: Guidelines for the baltic monitoring programme for the third stage. *Baltic Sea Environ. Proceed.*, 27A-D.
- Künitzer, A., Basford, D., Craeymeersch, J.A., Dewarumez, J.-M., Dörjes, J., Duineveld, G., Eleftheriou, A., Heip, C., Herman, P.M.J., Niermann, U., Kingston, P., Rachor, E., Rumohr, H. and de Wilde, P.A.J. 1992: The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES J. mar. Sci.*, **49**, 127-143.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**, 229-231.
- Petersen, C.G.J. 1913: Valuation of the Sea. II. The Animal Communities of the Sea Bottom and their Importance for Marine Zoogeography. *Dan. Biol. Stat., Rep.* **XXI**, 3-68.
- Remane, A. 1933: Verteilung und Organisation der benthonischen Mikrofauna der Kieler Bucht. *Wiss. Meeresunters. Abt. Kiel*, **XXI**.
- Rhoads, D.C. and Germano, J.D. 1982: Characterization of organism-sediment relations using sediment profile imaging: an efficient method of remote ecological monitoring of the seafloor (REMOTS System). *Mar. Ecol. Prog.*, **8**, 115-128.
- Rhoads, D.C. and Germano, J.D. 1986: Interpreting log-term changes in benthic community structure: a new protocol. *Hydrobiologica*, **142**, 291-308.
- Rumohr, H. 1987: Der Beitrag A. Hagmeiers zur Kenntnis des Benthos der Ostsee. *Mitt. Zool. Museum Univ. Kiel*, **II Heft 5**, 32p.
- Rumohr, H. 1990: Soft bottom macrofauna: Collection and treatment of samples. *ICES Techn. Mar. Environm. Sci.*, No. **8**, 18pp.
- Rumohr, H. and Arntz, W.E. 1982: The "Benthosgarten" - a new approach for the study of soft bottom communities. *Meeresforsch.*, **29**, 225-238.
- Rumohr, H. and Krost, P. 1991: Experimental evidence of damage to benthos by bottom trawling with special references to *Arctica islandica*. *Meeresforsch.*, **33**, 340-345.
- Rumohr, H. and Schomann, H. 1992: REMOTS sediment profiles around an exploratory drilling rig in the southern North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **91**, 303-311.
- Rumohr, H., Schomann, H. and Kujawski, T. 1992: Sedimentological effects of the Great Belt crossing as revealed by REMOTS photography. *Proc. 12th Baltic Marine Biologists Symp.*, 135-139.
- Sanders, H.L. 1968: Marine benthic diversity: A comparative study. *Am. Nat.*, **102**, 243-282.

Stein, U., Hukriede, W. and Rumohr, H. 1990: Historische Benthosdaten aus Nord- und Ostsee in den Jahren 1902-1912. Mitt. Zool. Mus. Univ. Kiel, Suppl. 3, 189pp.

Thorson, G. 1955: Modern aspects of level-bottom communities. J. Mar. Res., 14, 387-397.

## **Organische Schadstoffe in der Ostsee**

von

J.C.Duinker und D.E.Schulz-Bull

### **Zusammenfassung**

Seit 1985 werden von der Abteilung Meereschemie organische Schadstoffe in der Ostsee gemessen. Am Anfang stand die Verbesserung der bisher üblichen analytischen Methoden zur Erfassung von zulässigen Daten im Mittelpunkt. Methoden wurden entwickelt zur kontaminationsfreien Entnahme und Aufarbeitung von Proben und zuverlässiger instrumenteller Analyse von organischen Stoffen in komplexen Gemischen wie Polychlorierte Biphenyle (PCB). Hierbei spielt High Performance Liquid Chromatography (HPLC) und die neu entwickelte multidimensionale Gaschromatographie eine essentielle Rolle. Diese Techniken ermöglichen die Analyse von allen 209 CB als Einzelverbindungen, inklusive der toxischen Komponente. Für die Analyse von im Wasser gelösten Komponenten wurde ein in-situ Pumpsystem entwickelt, das die Extraction von 1000 Litern oder mehr bis auf 5000 m Tiefe gestattet.

Analysen von Umweltproben zeigen, daß die Konzentrationen von im Wasser gelösten Komponenten bis zu 1000 mal geringer sind als bisher angenommene Werte. Organismen akkumulieren diese Schadstoffe bis zu hohen Gehalten im Fettgewebe. Aufgrund von Musteranalysen konnte die Fähigkeit von Organismen, Chlorbiphenyle zu metabolisieren, quantitativ bestimmt werden; die Metabolisierbarkeit konnte mit der molekularen Struktur in Bezug gesetzt werden.

Ein Vergleich mit anderen Meeresgebieten zeigt, daß die gemessenen Konzentrationen im Wasser der Ostsee höher sind als in der Nordsee und im Mittelmeer und viel höher als im offenen Atlantik und Polarmeer.

Die Toxizität der in marinen Organismen gefundenen Chlorbiphenyle übertrifft die Toxizität der Dioxine, die zwar eine höhere spezifische Toxizität, aber eine niedrigere Konzentration besitzen.

### **Einleitung**

Von den Stoffen die die Qualität der Meeresumwelt bedrohen, interessieren vor allem organische Stoffe, die

- i) eine relativ hohe Persistenz gegenüber chemischen und biologischen Abbaumechanismen besitzen;

- ii) eine relativ geringe Wasserlöslichkeit mit einer erheblichen Tendenz sich in organischen Geweben oder der organischen Fraktion vom partikulären Material anzureichern und
- iii) toxische Wirkungen auf Meeresorganismen aufweisen.

In vielen nationalen und internationalen Monitoring-Programmen sind Messungen von Nährstoffen und Spurenelementen Hauptkomponenten der durchzuführenden Untersuchungen. Das Interesse für organische Stoffe wird grundsätzlich in allen Programmen erwähnt, in den meisten Fällen sind aber die analytischen Probleme noch nicht soweit gelöst, daß diese Stoffe in ein normales Routine-Programm zur Messung von allen Beteiligten aufgenommen werden könnten.

Diese Situation charakterisiert auch das HELCOM-Programm. Organische Schadstoffe (insbesondere die chlorierten Kohlenwasserstoffe) sind als Pflichtparameter definiert. Sie können aber noch nicht von allen beteiligten Staaten mit genügender Zuverlässigkeit gemessen werden. Sie werden deshalb als "tentative" Parameter zur Messung durch Staaten und ihre Institute vorgeschrieben, die dazu schon in der Lage sind.

Es gibt verschiedene Klassen von organischen Verbindungen deren Komponenten die unter i)-iii) definierten Merkmale besitzen. Hierzu gehören vor allem halogenierte (chlorierte) Verbindungen wie Pestizide (DDT, Dieldrin, etc.), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Polychlordibenzofurane (PCDF) und Polychlordibenzo-p-dioxine (PCDD).

Die Abteilung Meereschemie des IfM Kiel hat sich intensiv mit der Problematik der organischen Schadstoffe (besonders der PCB) im Rahmen der HELCOM-Aktivitäten beschäftigt. Da die bisher verfügbaren Methoden zu nicht-aussagekräftigen und zum Teil fehlerhaften Ergebnissen führten, standen am Anfang unserer Studien vor allem Untersuchungen zur Verbesserung von Methoden.

Dieser Bericht beschäftigt sich mit den Ergebnissen unserer Untersuchungen zu analytisch-chemischen Problemen, mit den in der Ostsee stattfindenden Transport- und Verteilungsprozessen und möglichen Umwelt-Effekten von PCB.



## Polychlorbiphenyle

PCB zählen auf globaler Ebene, nachdem ihre Anwesenheit in der (marinen) Umwelt durch Sören Jensen (1966) beschrieben worden war, zu den am intensivsten untersuchten Stoffklassen. PCB sind weltweit seit 1929 in großen Mengen produziert worden (ungefähr 100.000 Tonnen pro Jahr zwischen 1960 und 1980 (Schulz 1990); viele Chlorbiphenyle (CB) sind in der marinen Umwelt sehr persistent; die Anwesenheit von PCB ist in praktisch allen Kompartimenten auf der Erde festgestellt worden. Die hohen PCB Konzentrationen in einigen Meeressäugerpopulationen werden als Ursache der Existenz-Probleme dieser Populationen in küstennahen Gebieten angesehen (Ostsee (Helle, 1980), Wattenmeer (Reijnders, 1986 und Duinker et al., 1989), Küstengebieten von Kalifornien (DeLong et al., 1973) und Kanada (Béland et al., 1987)).

Sowohl die Analytik dieser Stoffe wie auch die Interpretation der gewonnenen Daten sind sehr schwierig. Die wichtigsten Gründe hierfür sind:

- i) die relativ niedrigen Konzentrationen von CB in Anwesenheit von sehr vielen anderen organischen Stoffen in erheblich höheren Konzentrationen. Chlorkohlenwasserstoffe können gaschromatographisch mit sehr hoher Empfindlichkeit mit Hilfe der Elektronen Einfang Detektion (GC-ECD) gemessen werden. Die Anwesenheit von Kohlenwasserstoffen (KW), die in viel größeren Konzentrationen vorliegen, stört aber die Wirkung des ECD. Vor allem hochmolekulare Fraktionen solcher Kohlenwasserstoffe müssen vor einer zuverlässigen Bestimmung von Chlorbiphenylen aus den Gemischen entfernt werden;
- ii) die Gefahr von Kontaminationen während der Probennahme und Aufarbeitung. Organische Verbindungen die in der Atmosphäre, in den benutzten Geräten und den verwendeten Chemikalien anwesend sind, können die Zusammensetzung der Gemische von organischen Stoffen in Proben so beeinflussen, daß keine zuverlässige Daten zu erringen sind. Früher wurden diese Effekte unterschätzt, mit zunehmender Anwendung von verfeinerten Methoden wurden solche Effekte aber deutlich;
- iii) die Komplexität der PCB Gemische. Theoretisch existieren 209 individuelle Chlorbiphenyl - (CB) Kongenere, mit unterschiedlicher Zahl und relativen Positionen der Cl-Atome im Gerüst der beiden gekoppelten Phenylkerne. Da diese Merkmale die physikalisch-

chemischen und besonders die toxischen Eigenschaften bestimmen, sind die Gemische im Detail auf ihre Zusammensetzung zu untersuchen.

Im folgenden werden die durch uns durchgeführten methodischen Arbeiten zur Verbesserung bestehender Techniken für die Bestimmung von individuellen chlorierten organischen Verbindungen in Umweltproben und die daraus abzuleitenden Informationen im Ostseeraum beschrieben.

## METHODISCHE ARBEITEN

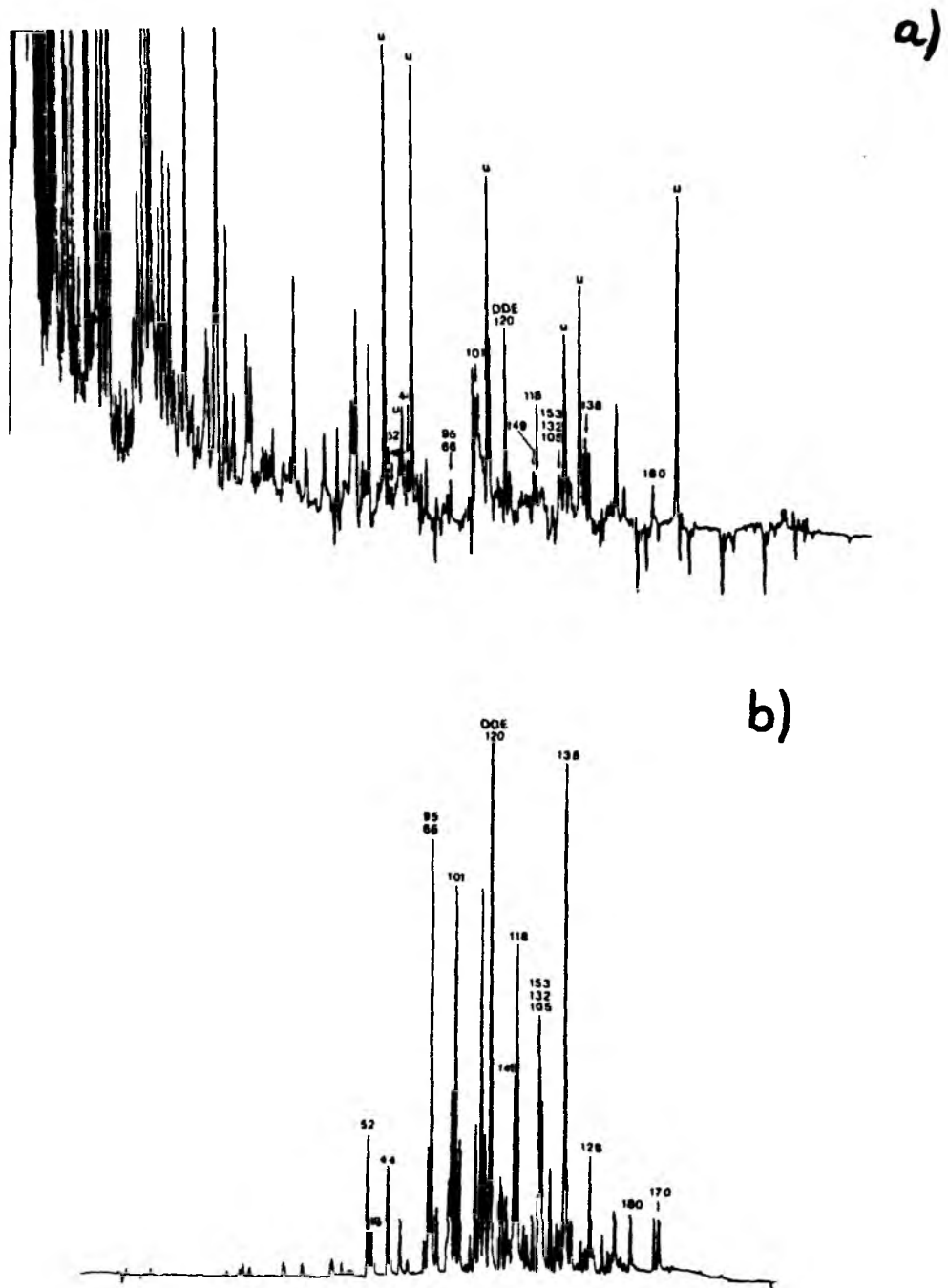
### Trennung der Chlorbiphenyle von störenden Stoffklassen

Die interessierenden organischen Stoffe in Umweltproben müssen nach Möglichkeit durch Extraktions- und Aufarbeitungstechniken von in der Matrix anwesenden störenden Stoffen abgetrennt und in unterschiedliche Substanzklassen fraktioniert werden. Die Zusammensetzung jeder dieser Gruppen kann dann mit Hilfe von gaschromatographischen Trennungstechniken im einzelnen bestimmt werden.

Seit vielen Jahren ist eine fest-flüssig chromatographische Methode im Gebrauch, die mit Hilfe von  $\text{Al}_2\text{O}_3$  und Silika-Mikrosäulen für einige Probenotypen eine grobe Abtrennung der CB von anderen organischen Stoffklassen (Lipiden, mehr polaren Verbindungen) ermöglicht.

Diese relativ einfache Methode reicht aber bei sehr niedrigen CB Konzentrationen und zunehmender Komplexität der Gemische der anderen Stoffklassen nicht aus, um störende Stoffe effektiv zu entfernen. Abb. 1a zeigt ein Beispiel für eine Pinguinprobe in der die GC-Peaks der CB praktisch völlig von den in viel größeren Mengen anwesenden Fraktionen bedeckt werden. Trotzdem wurden aber häufig aufgrund solcher unzureichender Chromatogramme ermittelte Daten veröffentlicht.

Die oben beschriebene Probenfraktionierung ist von uns durch eine HPLC-Technik ersetzt worden (Petrick et al., 1988). Diese gestattet es, die Klasse der CB effektiv von störenden Stoffen abzutrennen. Anschließend sind die CB auch im Spurenbereich zuverlässig meßbar (Abb. 1b).



**Abb. 1:** ECD-Chromatogramme eines Pinguinspeck-Extraktes. a) nach Cleanup mit  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , b) nach HPLC-Cleanup. Charakteristische Peaks von Chlorbiphenylen sind nur in b) ersichtlich.

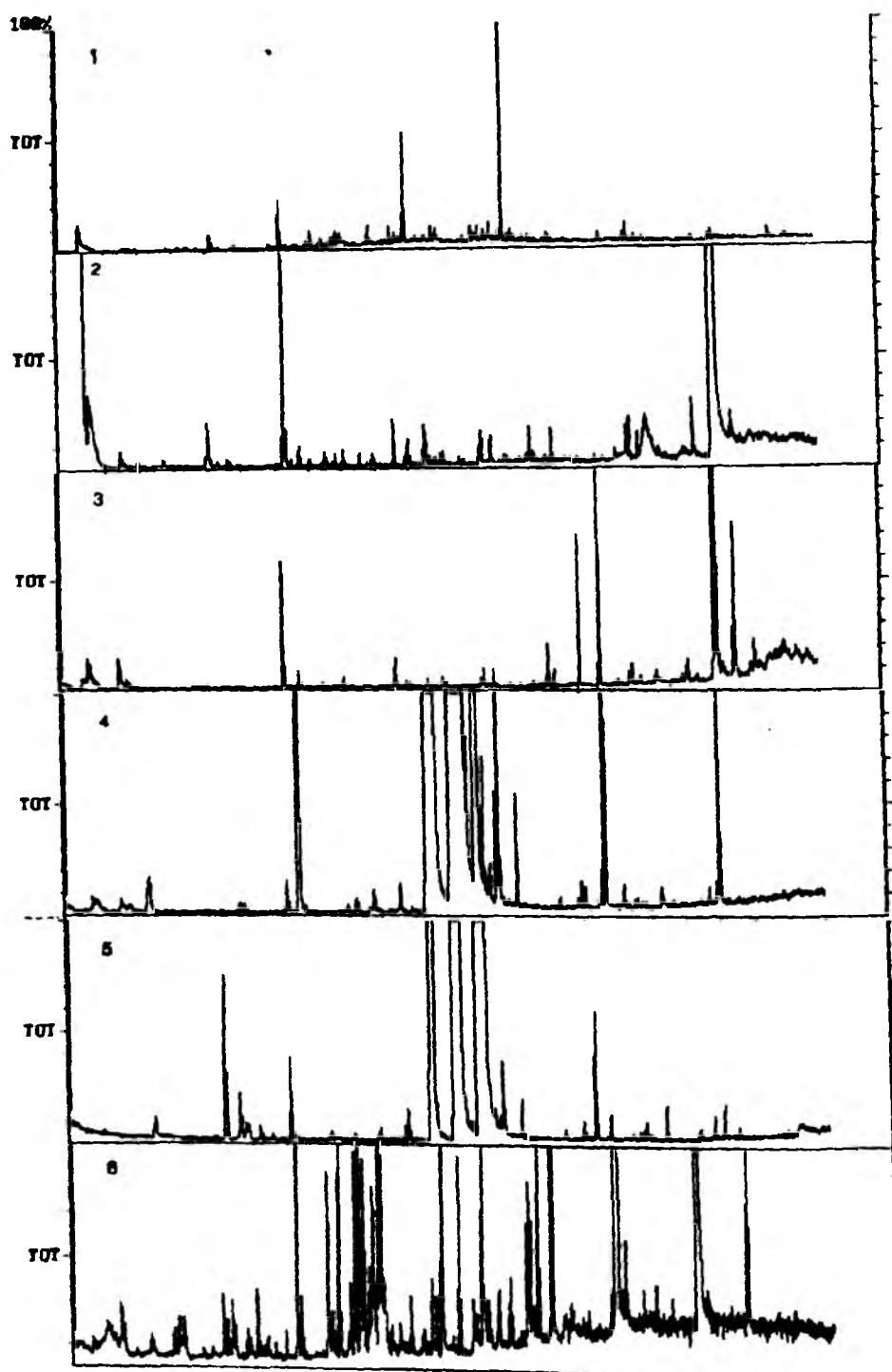
Die HPLC-Methode erlaubt auch die Abtrennung von anderen umweltrelevanten Stoffklassen in spezifische Fraktionen, die anschliessend gaschromatographisch untersucht werden können. Die Fraktionen einer HPLC-Trennung (Abbildung 2) zeigen, daß in einer Wasserprobe aliphatische Kohlenwasserstoffen, chlorierte Biphenyle, polyaromatische Kohlenwasserstoffe, Phthalate, und teilweise noch nicht identifizierte- organische Säure separiert und einzeln untersucht werden können. Jede Klasse von Verbindungen umfaßt eine große Zahl von individuellen Verbindungen (charakterisiert durch die große Zahl von Peaks). Die Konzentrationsbereiche der Stoffklassen unterscheiden sich erheblich. Die Empfindlichkeiten der eingesetzten Analysegeräte sind für die chlorierten Verbindungen (ECD) erheblich größer als für die nicht halogenierten Verbindungen (u.a. normal-Kohlenwasserstoffe) (FID,MS). Diese müssen vor der Gaschromatographie-ECD (GC-ECD) entfernt werden. Für die Bestimmung von CB bedeutet die HPLC-Trennung eine erhebliche Verbesserung gegenüber bestehenden Techniken.

### **Trennung der CB mit Hilfe der Gaschromatographie**

Organische chlorierte Kohlenwasserstoffe werden üblicherweise mit der GC-ECD oder GC-MS Technik bestimmt. Bis Ende der 70er Jahren wurden dabei gepackte GC Säule mit niedriger Auflösung eingesetzt. Am Anfang der 80er Jahren wurde die sehr geringe Aussagekraft der so gewonnenen Daten mit ungenügend definierten Gemischen als "Standards" nachgewiesen (Duinker et al.,1980). Mit dem Einsatz von Kapillarsäulen, die eine viel größere Trennungseffizienz besitzen, und auf diese Weise Informationen über individuelle Verbindungen ermöglichen, wurden seitdem erhebliche Fortschritte beim Verstehen von Quellen und Senken, Transportwegen und Effekten auf Organismen von organischen Stoffen erzielt.

Leider gab es (und gibt es noch immer) keine GC Säule, die in der Lage ist, alle relevanten CB Kongeneren voneinander zu trennen. Seit 1984 sind die Retentionszeiten aller 209 Kongeneren auf einer mit SE-54 belegten Säule bekannt (Mullin et al., 1984). Daraus wird ersichtlich, auf einer mit SE-54 belegten Säule bekannt (Mullin et al., 1984). Daraus wird ersichtlich, welche CB Kongeneren mit Hilfe einer SE-54 Säule zuverlässig als Einzelverbindungen zu bestimmen sind, und welche damit nicht zu bestimmen sind, da sie mit einer oder mehreren Kongeneren koeluiieren.

Dieses Problem der überlagerten organischen Stoffe haben wir in einer umfassenden Arbeit für die Chlorbiphenyle gelöst.



**Abb. 2:** Totalionenstrom (GC-MS) der sechs HPLC-Fractionen einer Wasserprobe.  
Fraktion 1: Alkane, 2: PCB, 3: PAH, 4: Phthalate, 5: Alkohole, 6: organische Säure.

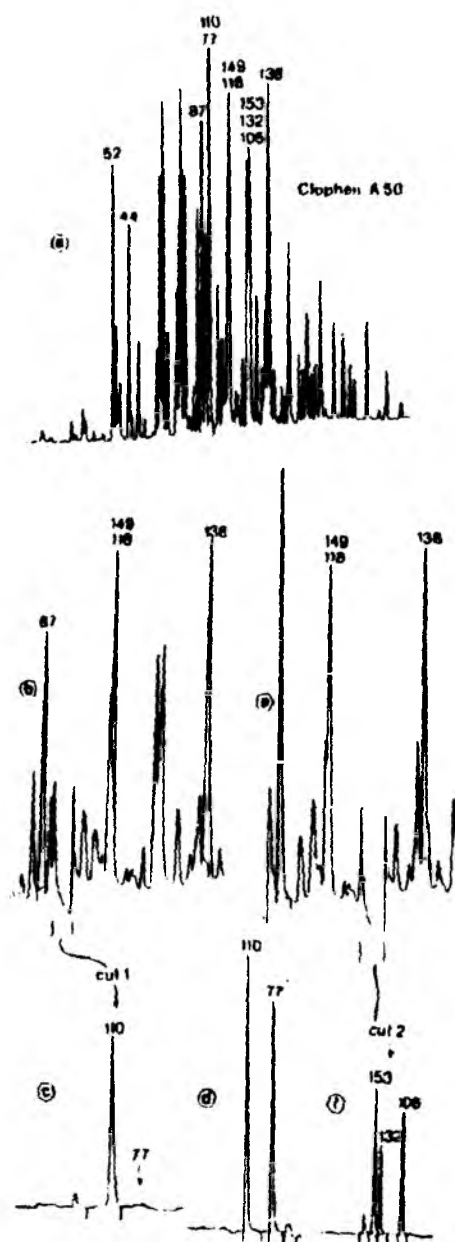
### **Multidimensionale Gaschromatographie (MDGC).**

Die Basis der Trennung von koeluierenden Komponenten ist eine von der Firma Siemens entwickelte Schaltungstechnik. Hierbei werden zwei Kapillartrennsäulen so kombiniert, daß eine sehr kleine Fraktion des Eluats der ersten GC-Säule (Monitorsäule mit Monitor-ECD) auf eine zweite Kapillarsäule (Hauptsäule) und so auf den Hauptdetektor umgelenkt werden kann (heart-cut, Abb. 3). Durch die Auswahl geeigneter Trennsäulen und Schaltzeiten, konnten wir eine vollständige Trennung aller von einer SE-54 Säule koeluierenden CB-Kongeneren erzielen. Da die Technik außerdem einen quantitativen und kontaminationsfreien Transfer der Komponenten im "Live T-Stück" erlaubt, ist die qualitative und quantitative Analyse aller 209 CB-Kongeneren in den technischen Gemischen gelungen (Schulz et al., 1989).

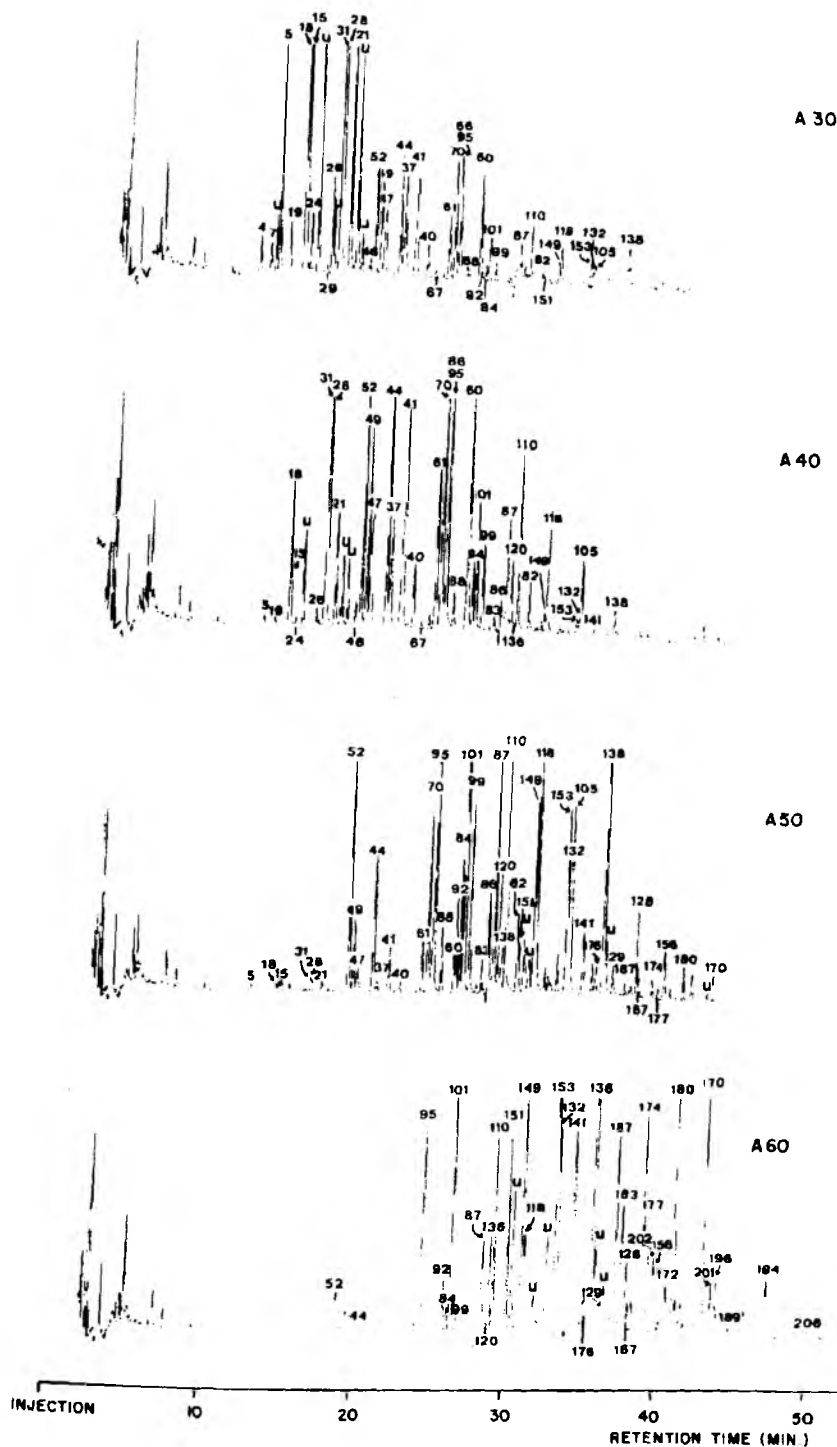
### **Analyse der Zusammensetzung von technischen Gemischen**

Die Quellen von Chlorbiphenylen in der Umwelt sind technische Gemische, wie Aroclor (USA), Clophen (BRD), Sovol (UdSSR), usw. Diese sind industriell durch Chlorierung von Biphenyl mit Hilfe von Katalysatoren produziert worden. Sie wurden für unterschiedliche Zwecke mit entsprechenden Chlor-Anteilen, z.B. 30% Cl in Aroclor 1242 oder Clophen A30 und 60% Cl in Aroclor 1260 oder Clophen A60 hergestellt.

Die ECD-Chromatogramme von Gemischen mit entsprechenden Cl-Gehalten sind sehr ähnlich (z.B. Clophen A60 und Aroclor 1260); die erheblichen Unterschiede zwischen den Chromatogrammen von z.B. Clophen A30 und A60 (Abb.4) usw., entsprechen den Unterschieden der relativen Beiträge zu den Gemischen von niedrig-chlorierten bzw. höherchlorierten CB. So besteht Clophen A30 vor allem aus früh-eluierenden, niedrig-chlorierten CB.



**Abb. 3:** ECD-Chromatogramme von Clophen A50. a: eindimensionale GC mit einer SE-54 Säule; b,e: Teil des Chromatograms des Monitordetektors in der multidimensionalen GC, mit heart-cuts zur Identifizierung und Quantifizierung der Peaks von CB-77/110 und 153/132/105 und c,f: Signal des Hauptdetektors und die Peaks der in Clophen anwesenden Kongeneren. d:entsprechendes Signal eines synthetischen Gemisches von CB-77 und -110, um die Retentionszeit von CB-77 festzustellen, unter identischen Bedingungen aufgenommen. Nach Duinker et al., 1988a.



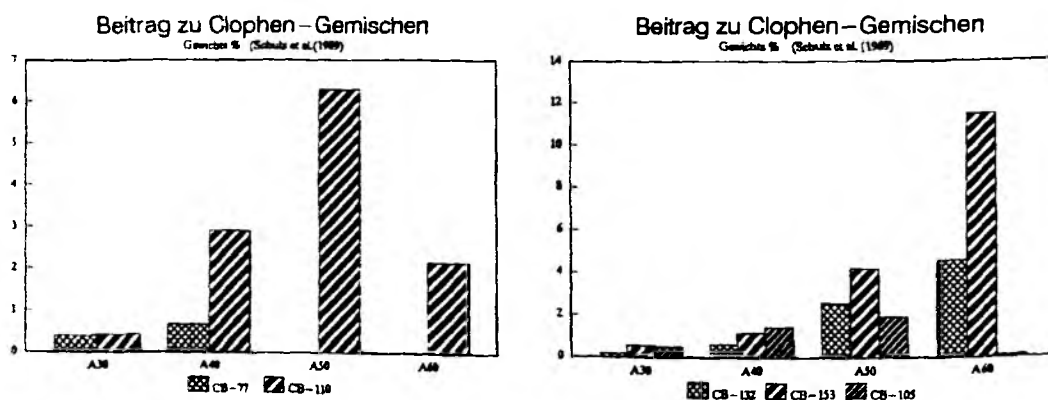
**Abb. 4:** ECD-Chromatogramme der technischen Gemische Clophen A30, A40, A50 und A60. Nummer (1-87) identifizieren chromatographische Bereiche. Jeder Bereich ist völlig von seinen angrenzenden Bereichen getrennt. Zu dem Bereich tragen in den unterschiedlichen Gemischen dieselbe CB bei; die relativen Beiträge unterscheiden sich zwischen den Gemischen. Nach Schulz et al., 1989.



Durch Synthese der CB die nicht kommerziell als Standards zur Verfügung standen, waren wir in der Lage die Zusammensetzungen aller Peaks in den technischen Gemischen der Aroclors (1016, 1242, 1254, 1260) und Clophens (A30, A40, A50, A60) mit Hilfe der multidimensionalen GC-ECD eindeutig zu bestimmen (Schulz et al., 1989).

Später wurden auch die Zusammensetzungen von anderen technischen Gemischen bestimmt (Kannan et al., 1992).

Ein GC-ECD Peak in einem technischen Gemisch entspricht fast ausnahmslos einem Peak mit der identischen Retentionszeit in einem anderen Gemisch, aber die Zusammensetzungen sind unterschiedlich, wie eine GC-MS Analyse von Aroclor und Clophen Gemischen schon früher in semi-quantitivem Sinne gezeigt hatte (Duinker & Hillebrand, 1983b) und in unseren Arbeiten quantitativ bestätigt werden konnte. Abb. 5 zeigt dies für zwei chromatographische Bereiche, worin toxisch relevante Kongeneren (CB-77 und CB-105) beteiligt sind.



**Abb. 5:** Beiträge zu den verschiedenen Clophen-Gemischen (in Gewichts %), links: die von CB-77 und -110 und rechts: die von CB-132, -153 und -105. Nach Schulz et al., 1989.

Insgesamt sind 132 Kongenere im Konzentrationsbereich  $>0.05\%$  in wenigstens einem der untersuchten technischen Gemischen anwesend. Von diesen sind nur 59 Kongenere als gut von anderen CB getrennte Einzelverbindungen mit Hilfe der eindimensionalen GC-ECD Technik (SE-54 Säule) zu bestimmen. Die anderen CB können mit der MDGC-Technik getrennt werden.

## **Notwendigkeit "PCB" als Einzelverbindungen zu analysieren**

- a) Die in technischen Gemischen vorkommenden Chlorbiphenyle decken einen großen Bereich von physikalisch-chemischen Eigenschaften ab, wie Dampfdruck, Wasser- und Lipidlöslichkeit, usw. Individuelle CB unterscheiden sich deshalb stark in ihrem Verhalten in der Umwelt. Die Zusammensetzungen in den technischen Gemischen finden sich daher nur selten in Umweltproben wieder. Für das Verständnis von Quellen, Senken, Transportwegen, Akkumulation, Abbaumechanismen und Effekten sind deshalb Kenntnisse über Einzelverbindungen essentiell (Duinker et al., 1980 und Duinker & Boon, 1986).
- b) Die Informationen über Einzelverbindungen ermöglichen es, Modelle für die Verteilung dieser Verbindungen über die Umweltkompartimenten anhand physikalisch-chemischer Eigenschaften zu formulieren und zu testen. Diese können dann für die Vorhersage des Verhaltens von weniger gut untersuchten Stoffen herangezogen werden.
- c) Die Toxizitäten einzelner CB sind sehr unterschiedlich. Kongener-spezifische Analysen sind für die Abschätzung der Toxizität von CB Gemischen essentiell.

In der Literatur gibt es, trotz aller wissenschaftlichen Argumentationen die gegen eine solche Vereinfachung sprechen, viele Versuche "PCB" mit sogenannten Ersatz-Standardgemischen zu qualifizieren und quantifizieren. So werden, vor allem in den USA noch immer Aroclor-Gemische als solche benutzt (und zum Teil in Monitoring-Programmen vorgeschrieben).

Mit Hilfe einer Matrix - Regressionsmethode haben wir zeigen können, daß dies, selbst in Fällen wo eine qualitativ relativ große Übereinstimmung in den Chromatogrammen sichtbar erschien, zu nicht akzeptablen Unterschieden zwischen berechneten und gemessenen relativen Beiträgen in den Gemischen und somit zu fehlerhaften Aussagen führt (Duinker et al., 1991).

## **Auswahl von umweltrelevanten CB**

### Probleme

Von den 209 theoretisch möglichen CB kommen in technischen Gemischen (die ultimativen Quellen von CB in der Umwelt) ca. 130 Kongeneren vor. Für praktische Zwecke ist es

wünschenswert, nicht alle vorkommenden CB zu messen und sich auf

**Tabelle 1a:** Die 6 von ICES ausgewählten CB Kongenere, durch ihre systematische IUPAC Nummer (Nr) charakterisiert (in Klammern: die Zahl der Cl-Atome ( $n_{Cl}$ ); b: ihre Chlor-Substitutionsmuster; c: die mit dem Kongener aus der Spalte a) (von einer mit SE-54 belegten Säule) koeluierenden Kongeneren und (in Klammern) deren Cl-Zahl.

<b>a</b> Nr ( $n_{Cl}$ )	<b>b</b> Struktur	<b>c</b> Koeluierende Kongenere
28 (3)	2,4,4'	50 (4), 31 (3)
52 (4)	2,2',5,5'	73 (4)
101 (5)	2,2',4,5,5'	90 (5)
153 (6)	2,2',4,4',5,5'	132 (6), 105 (5)
138 (6)	2,2,3,4,4',5'	163 (6), 160 (6), 164 (6), 186 (7), 159 (6)
180 (7)	2,2',3,4,4',5,5'	----keine koeluierende Kongenere----

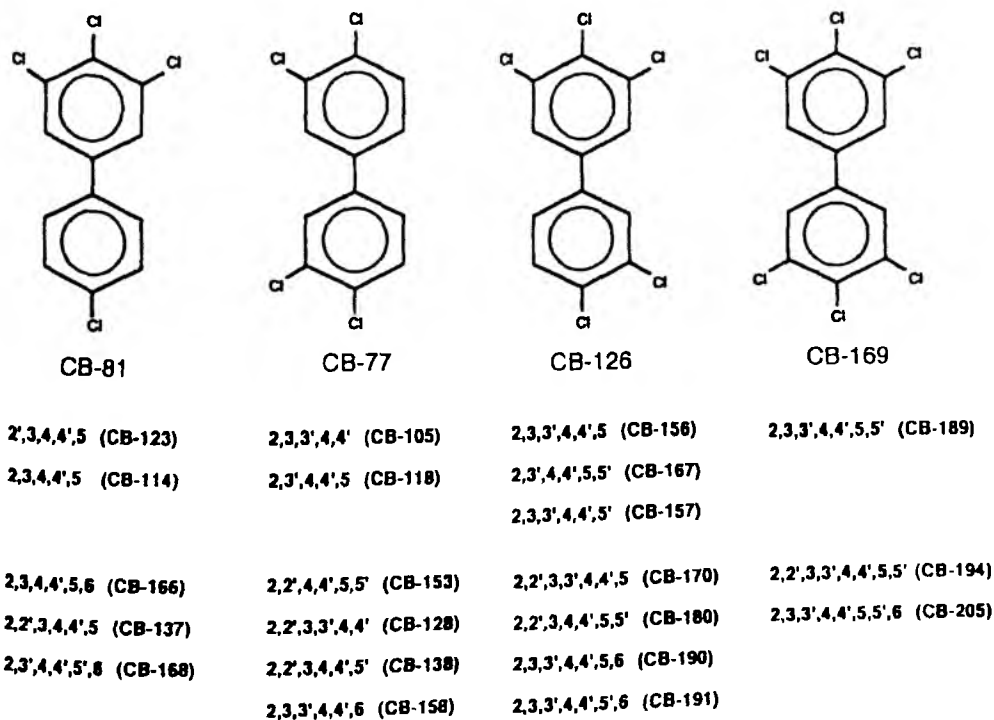
eine geringere Zahl zu beschränken. Von der Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) ist eine Auswahl von 6 CB vorgeschlagen worden. Sie ist in vielen internationalen und nationalen Überwachungs-Programmen übernommen worden. Die ausgewählten sechs Kongeneren haben leider einige ernsthafte Nachteile (Duinker et al., 1988c). Das Hauptproblem ist, daß diese CB nur mit großer analytischen Aufwand genau bestimmbar sind. Mit der MDGC-Technik konnten wir zeigen, daß fünf der ausgewählten sechs Kongeneren von einer oder mehreren anderen CB überlagert werden (SE-54) und so nicht exakt bestimmt werden können (Tabelle 1). Einige Arbeitsgruppen benutzen neben mit SE-54 auch mit anderen Materialien belegten Säulen zur Absicherung der gewonnenen Daten. Solange aber für diese anderen Säulen die Retentionszeiten aller 209 CB unbekannt sind, liefert dies keine zusätzliche korrekte Information.

Ein zweites Problem ist, daß die sechs ausgewählten CB in toxikologischer Hinsicht unbedeutend sind.

Es bestehen große Unterschiede in der Wirkung von individuellen CB auf Organismen. Seit einiger Zeit ist für CB die Beziehung zwischen Molekülstruktur und dem Vermögen Mixed Function Oxidase (MFO)-Enzymsysteme zu induzieren bekannt (Safe 1991). Die Induktion solcher Enzyme wird als die erste Stufe für eine ganze Reihe schädlicher Effekte in

Organismen angesehen. Der Mechanismus der Toxizität verläuft ähnlich wie bei dem synthetischen Stoff mit der höchsten bekannten Toxizität dem "Seveso Dioxin" (2,3,7,8-Tetrachlor-di-benzo-p-dioxin). Die CB Kongeneren mit der höchsten Toxizität sind diesem Dioxin ähnlich. Sie können eine flache Konfiguration annehmen, sie sind mit Cl an den beiden para-Positionen und mit 0-4 Cl-Atomen an den meta-Positionen substituiert und die ortho-Positionen sind mit H-Atomen besetzt.

Die Toxizität der Biphenyle verringert sich erheblich, wenn ein Cl (und noch stärker wenn zwei) Cl-Atome an ortho-Positionen substituiert sind. Die Strukturen der am meisten toxischen non-ortho Cl- CB und der daraus abzuleitenden mono-ortho-Cl und di-ortho-Cl CB sind in der Abb. 6 dargestellt. Von den sechs ausgewählten CB gehört keines zu der Gruppe der am meisten toxischen Chlorbiphenyle. Auch aus dieser Sicht ist die Auswahl eine sehr unglückliche gewesen (Duinker et al., 1988c).



**Abb. 6:** Strukturen der am meisten toxischen non-ortho-Cl Kongenere CB-77, -126 und -169, sowie die von CB-81. Darunter sind die von diesen non-ortho-Cl Kongeneren abgeleiteten, weniger toxischen mono- und di-ortho-Cl Derivaten charakterisiert.

## Verbesserungsvorschläge

Unsere Ansatz ist gewesen, eine große Zahl von Kongeneren zu bestimmen und zu evaluieren. Dies führt zu Kenntnissen über Verbindungen, deren mögliche Relevanz sich vielleicht erst in der Zukunft herausstellen wird und außerdem können Beziehungen zwischen Umweltverhalten und physikalisch-chemischen Eigenschaften von Einzelverbindungen untersucht werden.

Wenn eine geringere Zahl der zu messenden Kongenere notwendig erscheint, sollten die relativen Konzentrationen in technischen Gemischen und in Umweltkompartimenten, die Persistenz und die toxischen Eigenschaften für eine sinnvollere Wahl berücksichtigt werden. Die Tabelle 2 zeigt wie Toxizität und Konzentrationen in Umweltproben als Basis für Wahl-Prioritäten benutzt werden können.

**Tabelle 2:** Toxische CB, durch die systematischen IUPAC Nummer charakterisiert, geordnet nach Toxizität (abnehmend von ober nach unten), und nach relativen Konzentrationen in technischen Gemischen und Umweltproben (abnehmend von links nach rechts, a):relativ hohe, b): geringere, c): sehr geringe Konzentrationen.

-----> abnehmende Konzentrationen			
	a)	b)	c)
non-ortho-Cl		77,126,169 37	15,81
mono-ortho-Cl	105,118,156	123,157,167 189	
di-ortho-Cl	128,138	170,180,194 137,158,166,168 190,191,205	

### Analytische Bestimmung von toxikologisch relevanten CB

Die in den letzten Jahren gewonnenen Kenntnisse über die Toxizität von organischen, insbesondere von chlorierten, aromatischen Verbindungen haben die Interesse für Dioxine und der Chlorbiphenylen mit einer ähnlichen Wirkungsmechanismus wie 2,3,7,8-TCDD stark erhöht.

Die interessierenden CB lassen sich mit Hilfe der eindimensionalen GC-ECD Technik nicht zuverlässig bestimmen (Tabelle 3).

GC-MS Methoden können helfen die relativen Beiträge von mehreren Kongeneren zu einer

**Tabelle 3:** Die am meisten toxischen non-ortho-Cl CB und ihre ebenfalls toxische mono- und di-ortho-Cl Derivaten (links) und die mit ihnen von einer SE-54 Säule koeluiierenden CB Kongenere

<b>Non-ortho-Cl</b>	<b>Koeluiierend</b>
77	110
126	129,178
169	-
<b>mono-ortho-Cl</b>	<b>Koeluiierend</b>
105	132,153
114	122,131
118	123,149
156	171,202
157	173,201
<b>Di-ortho-Cl</b>	<b>Koeluiierend</b>
101	90
138	158,160
170	190

unterschiedliche Chlorzahlen besitzen. Dies trifft z.B. für CB-77 (tetra-Cl) und CB-110 (penta-Cl Peak zu evaluieren, wenn die Kongenere Cl) zu, aber das Verhältnis der Gehalte von CB-110 zu CB-77 ist im allgemeinen so groß, daß die Massenpeak  $M^+$  von CB-77 unter dem Beitrag der  $M-35$  Peak von CB-110 verloren geht. Ausserdem kann der letzte Beitrag fehlerhaft als  $M^+$  von CB-77 interpretiert werden.

Von einigen Autoren sind Versuche veröffentlicht, um ähnlich wie bei es bei der Analytik der Dioxinen üblich ist, eine Kohlenstoff-Adsorptionstechnik zur Trennung der non-ortho-Cl toxischen CB (CB-77, -126, und -169) von den Klassen der mono- und di-ortho- Cl Derivaten dieser Verbindungen einzusetzen (Tanabe et al., 1989). Ein Gemisch dieser Verbindungen wird auf eine spezielle Kohlenstoff-Säule gebracht. Die mono- und di-ortho-Cl Derivaten werden mit n-Hexan eluiert. Die non-ortho-Cl Kongenere werden dann mit aromatischen Lösungsmitteln eluiert und separat untersucht. Die Elution mit n-Hexan geschieht aber nicht mit 100% Effizienz und die GC-ECD Analyse der "non-ortho-Cl"-Fraktion zeigt Peaks die nicht den Ziel-Kongenere aber vor allem den koeluierten mono- und di-ortho-Cl Derivaten entsprechen. Dies konnte mit Hilfe der MDGC-ECD Technik eindeutig nachgewiesen worden (Kannan et al., 1991). In dieser Veröffentlichung wurde auch der Verdacht geäußert, daß ähnliche Problemen bei der HRGC-HRMS Analyse auftreten könnten. Dies ist inzwischen in der Literatur bestätigt worden (Kuehl et al., 1991).

Zur Zeit ist die MDGC-ECD Methode die einzige zuverlässige Methode zur Bestimmung dieser toxischen Verbindungen (Duinker et al., 1988a).

### **Methoden für die Evaluierung von CB Gemischen**

Die Komplexität der CB Gemische in Umweltproben erfordert eine Methode zur Darstellung aller essentiellen Daten, die gleichzeitig für unterschiedliche Anwendungszwecke leicht nutzbar ist. Eine Tabelle mit Konzentrationen enthält zwar alle notwendige Daten, Vergleiche zwischen Proben mit ähnlichen oder identischen Zusammensetzungen der CB Gemische, aber mit unterschiedlichen Konzentrationsbereichen, oder zwischen Proben mit unterschiedlichen Zusammensetzungen der Gemische werden erschwert. Geeigneter ist eine Darstellung der Zusammensetzungen als relative Beiträge der individuellen Kongenere zur Summe (% Beitrag Representationen, (Duinker et al., 1988b)) oder als relative Beiträge in bezug auf einen persistenten Kongener, z.B. CB-153 (X/153 Representationen).

## **Entwicklung von Probenahmetechniken für in Wasser gelöste und partikulär suspendierte CB**

Im allgemeinen sind die Konzentrationen im Wasser für eine direkte Analyse zu gering, eine Anreicherung ist daher prinzipiell erforderlich. Für die eigentliche Probenahme stehen diverse Methoden zur Verfügung:

- 1) Gaslift System (Duinker & Hillebrand, 1983a),
- 2) Kugel-Schöpfer aus Glas (10-100 Liter) (Gaul & Ziebarth, 1983),
- 3) 300-400 Liter Schöpfer aus Edelstahl (Duinker, in press).

Alle diese Systeme haben den gemeinsamen entscheidenden Nachteil, daß von ihnen nicht direkt und unmittelbar vor Anwendung zuverlässig ein Total-Blank erstellt werden kann.

Dies liegt bei 1) an der Vielzahl der Einzelteile, der Zusammenbau am Arbeitsdeck macht die vorher erfolgten Reinigungen wieder zunichte. Das geförderte Wasser wird in Stahltanks (1000-2000 L), deren Reinheit vorher nicht genügend getestet werden kann, zwischengelagert.

Auch bei 2) und 3) ist ein Blank nicht möglich. Alle Reinigungen mit Detergentien, organischen Lösungsmitteln scheitern an den großen Oberflächen und der Unhandlichkeit der Geräte. Hinzu kommt, daß bei 2) eine Differenzierung zwischen Wasser und Partikeln ausgeschlossen ist.

Die Groß-Volumen Schöpfer werden geöffnet durch die vom Schiff beeinträchtigte Wasseroberfläche gefiert. Mit Hilfe der besonderen Konstruktion im Innern wird versucht beim Fieren ein intensives Spülen zu erreichen. Dafür sind jedoch große Wassertiefen erforderlich (2000-3000m). Selbst dann kann der Blank die extrem niedrigen Konzentrationen im Tiefenwasser völlig verfälschen. Für Flachwasser und Schelfgebiete ist dies System daher nicht geeignet.

Weiterhin werden bei allen drei Systemen die möglichen Wandeffekte und Ablagerungen der Partikel vernachlässigt.

Hierbei ist zu betonen, daß eine möglichst totale Separierung der Partikel essentiell ist. Denn gerade in den oben genannten Gebieten ist die Menge der Partikel im Wasser sehr hoch. Werden diese ungenügend abgetrennt, verfälschen sie die Werte der Wasserphase. Dieser gravierende Nachteil zeigt sich deutlich beim Glaskugel-Schöpfersystem.

Zur Problemlösung haben wir ein automatisiertes, frei programmierbares In-situ-Pumpsystem entwickelt. Damit können in-situ kontaminationsfrei Großvolumenproben (1-3m<sup>3</sup>) genommen, filtriert und extrahiert werden.



**Kurzbeschreibung:** Das System ist für Wassertiefen bis 6000m konzipiert, die Energieversorgung erfolgt über Ni-Cd Accus. Eine magnetgekoppelte Zahnradpumpe, deren Antrieb unter Umgebungsdruck steht, pumpt das Wasser mit 4-5 Säulenvolumen/Min. über Glasfaserfilter durch eine Extraktionssäule. Eine detaillierte Veröffentlichung ist in Vorbereitung.

### **Entwicklung von Aufarbeitungsmethoden für Wasser und suspendierte Partikel**

Es hat sich gezeigt, daß ein Konglomerat von "Kleinigkeiten" den Wert aller Wasseranalysen bestimmen (Duinker, in press), aber auch die Analyse von höheren CB - Konzentrationen ist grundsätzlich betroffen. Diese Aspekte sind in der Literatur zum größten Teil nicht berücksichtigt worden. Hier heben sich besonders die Qualität der Lösungsmittel, sowie ihre Langzeit-Lagerung/Transport hervor. Für die Ultraspuren-Analyse gibt es auf dem Markt kein Lösungsmittel, das um den Faktor 1000 konzentriert, keinen Peak im ECD-GC kleiner als 1 pg/ $\mu$ l CB-153 enthält. Alle benötigten organischen Lösungsmittel müssen daher unter Stickstoff destilliert werden.

Alle herkömmlichen Verschlüsse (Schraubgewinde, Teflondichtungen, Schliffstopfen) sind auf die Dauer (>>1 Woche) und bei schwankenden Temperaturen undicht. Die Lagerung und insbesondere der Transport müssen in abgeschmolzenen Glasampullen erfolgen.

Alle Arbeiten sollten unter staubfreien Bedingungen erfolgen (Cleanbench, Reinsträume), da die Gehalte der CB in Partikeln in der Luft die Werte der Wasserproben um ein vielfaches übersteigen.

Ein eminent wichtiger Punkt ist der Clean-up Schritt. Hier hat sich die HPLC-Trennung in Substanzklassen (siehe S. 94) bewährt. So wird gewährleistet, daß nur die PCB-Fraktion mit der Gaschromatographie analysiert wird, und nicht ein schlecht aufgearbeiteter Gesamtextrakt.

## **MESSUNGEN VON CB IM OSTSEEBEREICH**

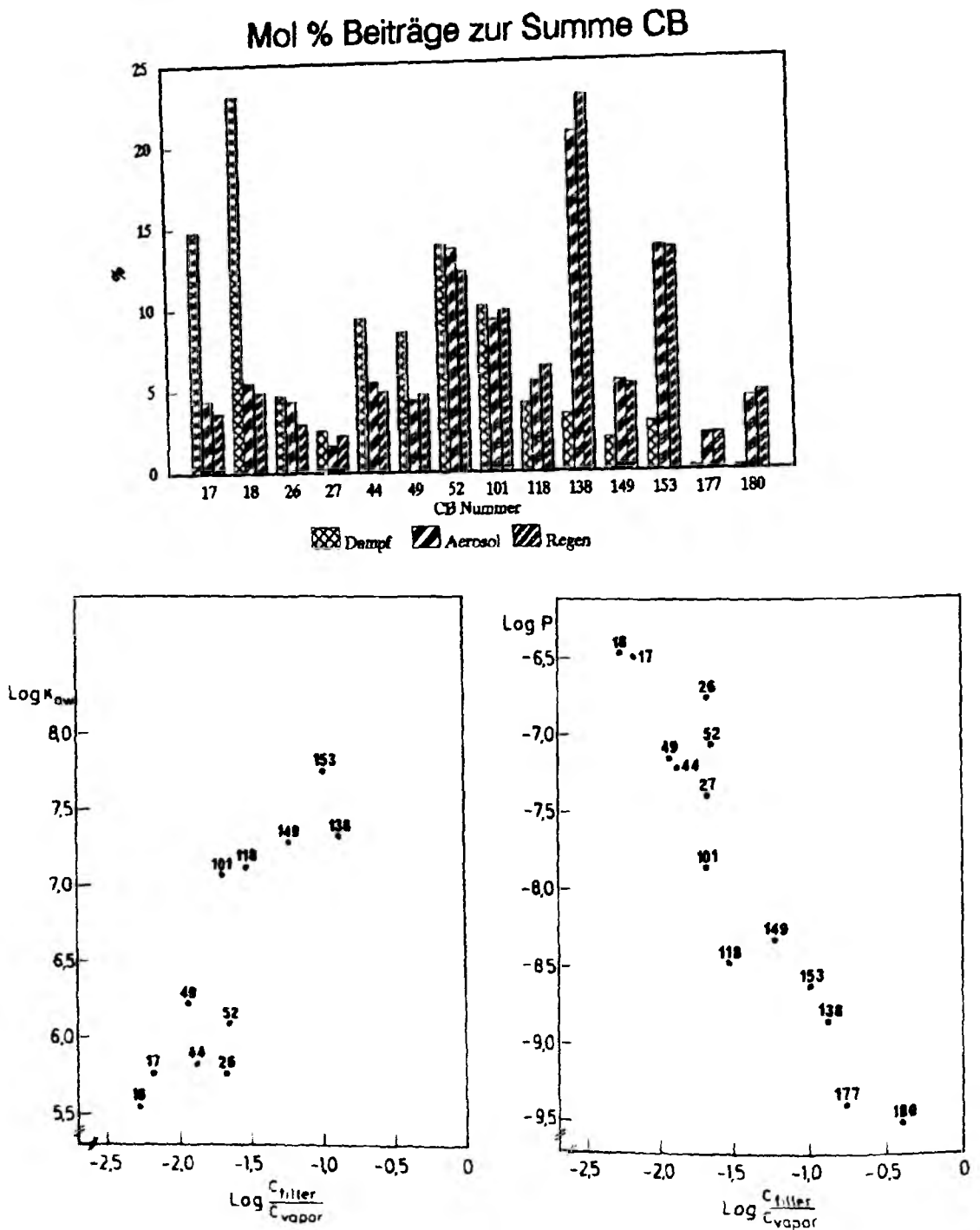
### **CB in der Dampfphase und in Aerosolen**

Es wird seit längerer Zeit vermutet, daß die Atmosphäre eine wichtige Quelle für chlorierte Verbindungen im Meerwasser ist. Wir haben uns mit der Analyse von CB in der Dampfphase und in Aerosolen beschäftigt, und erstmals einige wichtigen Fakten feststellen können

(Bouchertall & Duinker, 1986; Duinker & Bouchertall, 1989). Selbst in urbanen Gebieten mit höheren Aerosol-Konzentrationen enthält die Dampfphase pro Volumen bei weitem die größten Mengen  $\Sigma$ CB. Die Mengen in Aerosolen relativ zu Dampf nimmt für individuelle Kongeneren mit zunehmendem Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizient ( $K_{ow}$ ) und abnehmendem Dampfdruck zu (Abb. 7). Als weiterer wichtiger Befund zeigte sich die sehr ähnliche Zusammensetzung der CB Gemische im Regen und in Aerosolen. Obwohl mehr als 90% der  $\Sigma$ CB Gehalte in der Atmosphäre in der Dampfphase anwesend waren, waren die Aerosole für mehr als 95% bei der Zusammensetzung der CB Gemische im Regen verantwortlich. Diese Ergebnisse wären, falls sie auf globaler Ebene zutreffen würden, von großer Bedeutung für die Aufenthaltszeiten von CB in der Atmosphäre.

### **CB im Wasser und in Partikeln der Ostsee**

Die Ergebnisse der methodischen Arbeiten wurden in unterschiedlichen Gewässern getestet. Im offenen Ozean gewonnene Daten sind die besten Tests für die Zuverlässigkeit der ganzen Prozedur zur Bestimmung von CB in gelösten und partikulär suspendierten Formen. Die zu erwartenden äußerst geringen Konzentrationen stellen die höchsten Anforderungen an Maßnahmen zur Eliminierung von Kontamination bei der Probenahme, der Aufarbeitung und der instrumentell-analytischen Analyse von CB. Unser Bestreben war deshalb, geeignete Methoden für die Bestimmung der CB im offenen Ozean zu entwickeln, die dann mit Verlaß für die zu erwartenden höheren Werten im Wasser der Ost- und Nordsee eingesetzt werden könnten.



**Abb. 7:** Oben: Zusammensetzungen der CB Gemische in Proben der Dampfphase, der Aerosolen und des gleichzeitig gesammelten Regens (Kiel). Dargestellt sind die relativen Beiträge (in Gew.%) der wichtigsten Kongenere (identifiziert durch ihre IUPAC Nummer, x-Axis).  
Unten links:  $\log K_{ow}$  vs.  $\log C_{Filter} / C_{Dampf}$  für 12 der untersuchten CB.  
Unten rechts:  $\log p$  (Dampfdruck im atm) vvs.  $\log C_{Filter} / C_{Dampf}$  für 12 der untersuchten CB. Nach Duinker & Bouchertall, 1989.

**Tabelle 4:** Konzentrationen  $\Sigma$ CB in Lösung und in Suspension

Poseidonreise November 1989			Alkorreise März 1991		
pg/L			pg/L		
Probe Nr.	Gelöst	Suspension	Probe Nr.	Gelöst	Suspension
4	383	2	3	11	40
5	208	4	6	17	8
8	74	3	7	30	4
18	55	1	8	654	3
			9	170	0.4
			10	80	2
			13	27	6
			19	8	8
			20	6	5

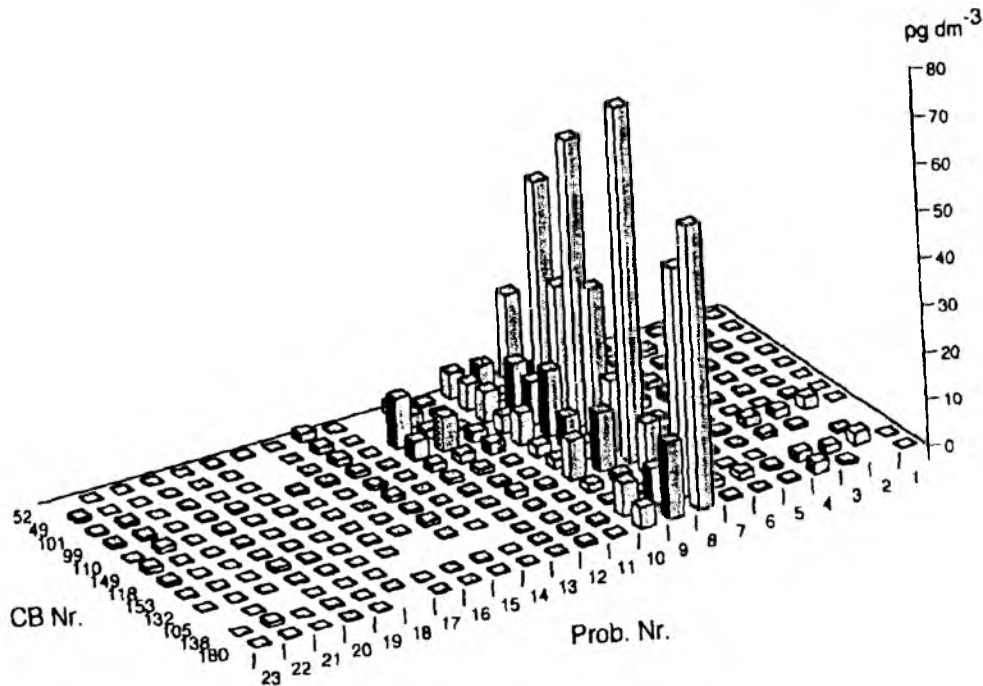
**Tabelle 5:** Bereich der Konzentrationen von CB in verschiedenen Gebieten der Ost- und Nordsee. Dargestellt sind die Werte als Summe von 40 Kongeneren in pg/L in Proben die während der Poseidonreisen 152 (Nov.1988) und 165 (November 1989) und der Alkorreise 17 (März/April 1991).

Gebiet	Nov.1988	Nov.1989	März/April 1991
Finn.Meerbusen	49	31-64	165
Zentr. Ostsee, Ost	41-95	24-138	18-29
Gotlandtief			608
Zentr.Ostsee,west	66-113	44-77	74
Fehrmanbelt	36-74	52-138	3-39
Bornholmtief			27
Beltbereich			4-13
Kattegat-Skagerrak		208-383	2-4
Norweg.Rinne,tief			4
Nordsee,offshore		184-355	7
Nordsee bis Elbe		59	7

Die im Atlantik gemessenen Werte (Schulz et al., 1988) liegen mehr als drei Größenordnungen unterhalb von den vorher veröffentlichten Werten. Die niedrig-chlorierte Fraktion ist im tieferen Wasser stärker als in der Oberfläche vertreten. Dies ist wahrscheinlich eine Folge der Unterschiede in Freisetzungsraten aus absinkenden Partikeln. Die Konzentrationen in Lösung sind auch in der Ostsee, wie in der Nordsee und im Atlantik, erheblich größer als in Suspension (Tabelle 4). Während der Alkorreise 17 ( März/April 1991) in der Nord- und Ostsee wurden nachdem die Frühlingsblüte eingesetzt hatte in fast allen Bereichen (Abb. 8) Konzentrationen von 2-20 pg/L (als Summe von Einzelverbindungen) gefunden. Viel höhere Werte wurden im Gotlandtief und in der Finnischen Meerbusen festgestellt (Abb. 8, Tabelle 5). Die Zusammensetzungen der Gemische in diesen Proben waren sehr ähnlich. Alle anderen Proben hatten eine sich erheblich davon unterscheidende Zusammensetzung.

Die während anderer Perioden im Oberflächenwasser gemessenen Konzentrationen zeigen ein anderes Bild. Während der Poseidon-Reisen 152 und 165 ( November 1988 und 1989) wurden die höchsten Werte im Belt/Skagerrak Gebiet gemessen (Tabelle 5). Die Frage nach der Quelle (Nordsee, Atmosphäre, lokale Quellen) ist noch nicht geklärt.

## Alkor 17

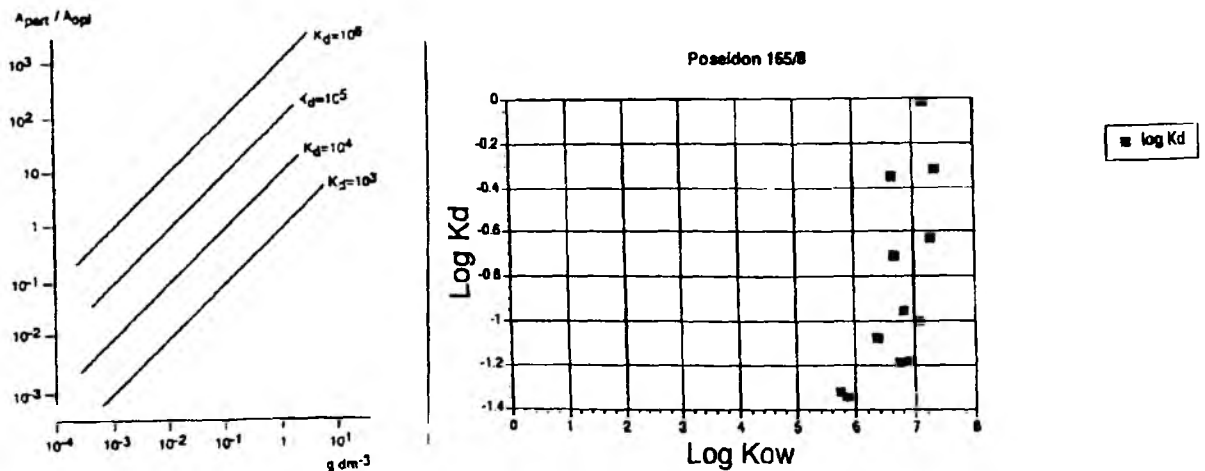


**Abb. 8:** Konzentrationen von 12 relativ stark vertretenen CB Kongeneren in Wasserproben die während der Alkorreise in März 1991 in der Nord- und Ostsee gesammelt wurden. Die herausragenden Konzentrationen wurden im Bereich Finnischen Meerbusen und im Gotlandtief gemessen (Proben 8-10).

### Beziehung zwischen molekularer Struktur und Wasser-Partikel Verteilungskoeffizienten ( $K_d$ )

Die Verteilung eines apolaren organischen Stoffes über Wasser und suspendierten Partikel im Meerwasser hängt von verschiedenen Faktoren ab, z.B. von der Konzentration der Partikel ( $\text{mg/L}$ ) und dessen Gehalt an  $C_{\text{org}}$ , von der Polarität der Verbindung, usw. Es hat sich herausgestellt, daß, ähnlich wie die Situation bei der Verteilung über Wasser und organisches Gewebe, eine Verteilungskoeffizient  $K_d$  (= Gehalt in Partikeln, ( $\mu\text{g/g}$ ) / Konzentration im Wasser, ( $\mu\text{g/g}$  Wasser)) definiert werden kann, die mit dem Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizient proportional ist (Duinker, 1986). Die allgemeine Beziehung zwischen der Schwebstoff-

Konzentration und den im Wasser gelösten und partikulär suspendierten Mengen eines apolaren Stoffes wurde erstmals für die Nordsee gefunden (Duinker, 1986). Sie wird hier für die Ostsee bestätigt (Abb. 9). Dieser Befund ist als sehr vorläufig zu betrachten, sie könnte u.U. saisonal bedingt sein. Eine weitere Beschränkung liegt in der Tatsache, daß Daten über absolute Partikel-Konzentrationen nicht vorlagen.

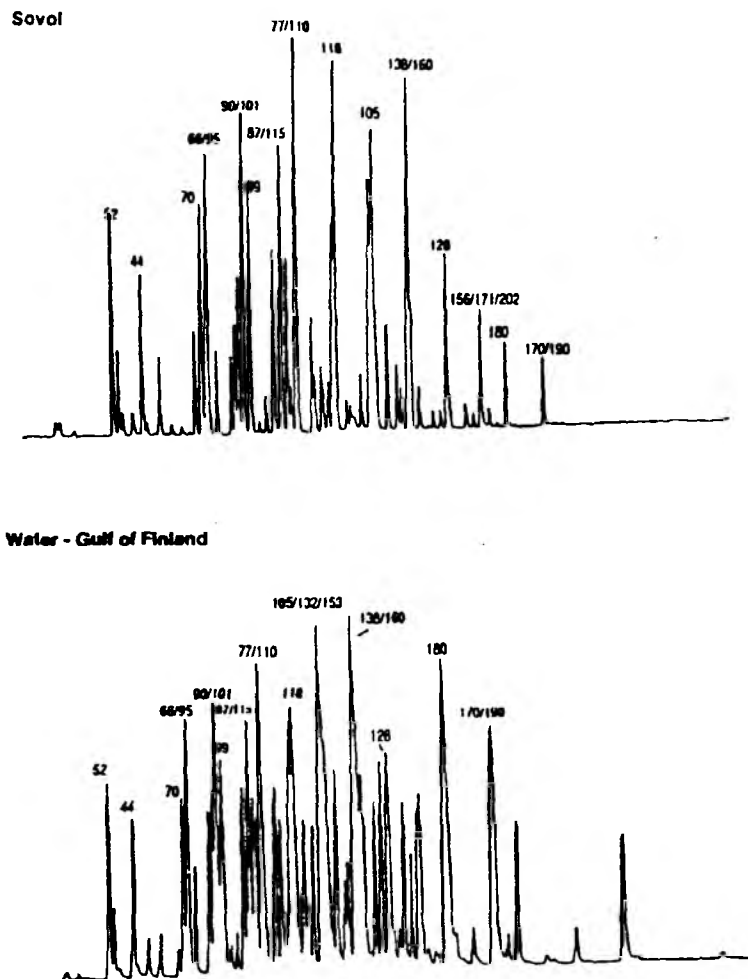


**Abb. 9:** Links: Berechneter Verteilung eines Stoffes über Lösung und suspendierte Partikel (die Mengen pro Volumen sind durch  $A_{opl}$  und  $A_{part}$  identifiziert) in Abhängigkeit der suspendierten Partikelkonzentration (x-Axis) für unterschiedliche Werte des Verteilungskoeffizientes,  $K_d$  (nach Duinker, 1986). Rechts: Daten für  $K_d$ , berechnet aus den Konzentrationen einiger CB in Lösung und Partikeln, die während der Poseidonreise 165 auf Station 8 gesammelt wurden.

### Bestimmung von PCB Quellen im Wasser

Es ist häufig nicht möglich die Zusammensetzung von im Wasser gelösten CB mit der Zusammensetzung von technischen Gemischen als Quelle zu identifizieren, da sie durch viele Prozesse in der Umwelt modifiziert werden.

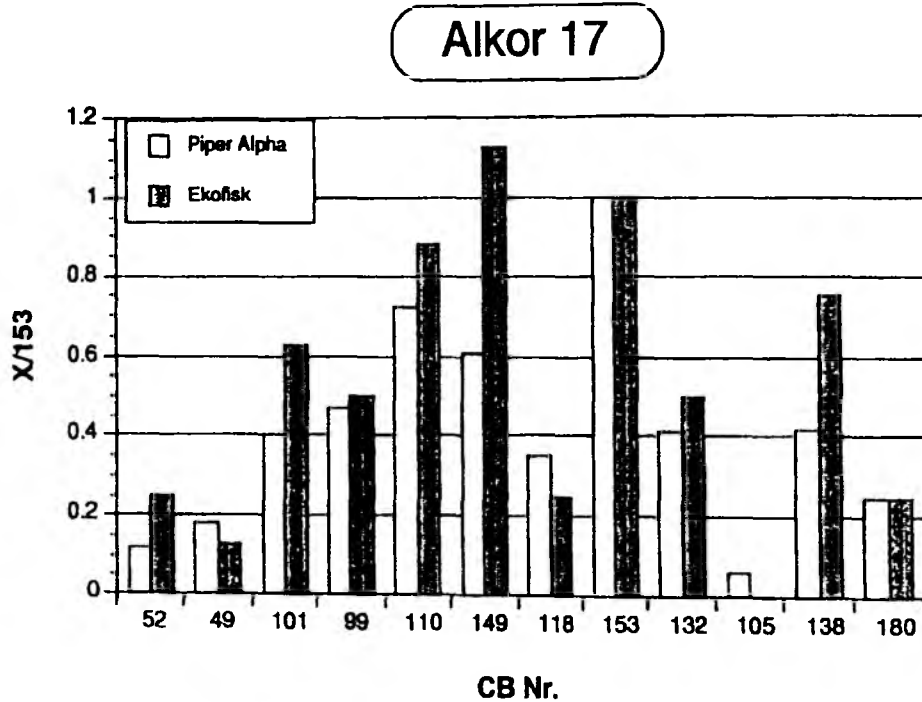
Nur in zwei Fällen ist es durch Muster-Vergleich gelungen, eine klare Beziehung zwischen im Wasser gelösten CB und einem technischen Gemisch festzustellen. Sie betreffen Gewässer im Gotlandtief und im Finnischen Meerbusen, deren Zusammensetzungen kaum von einander zu unterscheiden waren (Abb. 10), und Wasser in der Nähe von Ölplattformen in der Nordsee



**Abb. 10:** ECD-Chromatogramme eines Russischen technischen PCB Gemisches (Sovol und Wasser aus dem Finnischen Meerbusen). Die Peaks sind durch die beitragenden CB charakterisiert.

(Schulz et al., 1991). Hier wurden stark erhöhte Werte festgestellt. Die Zusammensetzung der gefundenen Gemische kommt sehr nah überein mit dort benutzten technischen Gemischen (etwa Aroclor 1254). Bei einem Unfall (Piper Alpha in 1988) wurden größere Mengen freigesetzt, deren Einfluß auf das Meerwasser wir bei den sehr niedrigen Nachweisgrenzen unserer Methoden feststellen konnten (Abb. 11).





**Abb. 11:** Chlorbiphenyle im Wasser der Nordsee, gesammelt in der Nähe des Ekofiskfeldes und des Plattformes Piper Alpha. Dargestellt sind die relative Konzentrationen einiger wichtigen Komponente bez. CB-153. Die Verhältnisse ähneln sich sehr stark denen des Aroclor 1254-Gemisches.

### Vergleich mit anderen Meeresgebieten

Die Konzentrationen im Wasser und in Partikeln sind in der Ostsee zwar sehr gering, aber höher als wir in anderen Meeresgebieten unter Einsatz identischer Methoden bestimmt haben. Tabelle 6 zeigt, daß die Werte nicht nur höher sind als im offenen Atlantik und im Nordmeer, aber auch höher als in der Nordsee und im Mittelmeer.

**Tabelle 6:** Konzentrationen von  $\Sigma$ CB in verschiedenen Meeres-gebieten (IfM-K Daten).

Gebiet	Konzentration (pg/L)
Ostsee	10-800
Nordsee	10-150
Mittelmeerküste	0-20
Atlantik	0-4
Polarmeer	<0.01

### **CB in Nahrungsketten der Ostsee**

Ein weiteres Ziel der Arbeiten war die Beantwortung der Frage nach dem Einfluß von im Wasser gelösten und suspendierten CB auf Organismen der Ostsee. Dazu wurden im März 1990 unterschiedliche biologischen Spezies, Wasser und Partikel an der Station Boknis Eck gesammelt und mit den schon beschriebenen Methoden analysiert.

### **Beziehung zwischen CB in Organismen und im Wasser**

Die wichtigsten Ergebnisse sind wie folgt zusammenzufassen:

Trotz der sehr geringen Konzentrationen im Wasser und in Partikeln, (pg/L) liegen Chlorbiphenyle in erheblichen Gehalten ( $\Sigma$ CB: 49-7600 ng/g Lipid) in Geweben von Organismen vor (Tabelle 7).

Die untersuchten biologischen Proben waren Phytoplankton (80% *Skeletonema spec.*), Zooplankton (80% *Oithona similis*), Island Muschel (*Arctica islandica*), Polychaet Wurm (*Nephtys spec.*), Krebs (*Crangon crangon*), Flunder (*Platichthys flesus*), Hering (*Clupea harengus*) und Schweinswal (*Phocoena phocoena*, weiblich, adult, 84 kg, am 11.5.1990 in einem Netz in Heiligenhafen gefunden).

**Tabelle 7:** Gehalte von Chlorbiphenylen (als Summe von 40 CB) im Wasser (pg/L), in org. Geweben (ng/g, auf Lipidbasis) und in Sedimenten (ng/g C<sub>org</sub>). Probenahme: Boknis Eck, März 1990.

Wass.	Sed.	Diat.	Cop.	Musch.	Garn.	Wurm	Butt	Hering		Schw.
								M	O	
7	49	780	490	580	960	1700	700	1400	5100	7600

M: Muskel; O: Ovary; Schw: Schweinswal

Die Ergebnisse unterstützen den früheren Befund, daß das Akkumulierungsmodell, wobei die Gehalte von apolaren organischen Schadstoffen mit zunehmenden Stufen in der Nahrungskette zunehmen, nicht stimmt. Organismen für die ein direkter Austausch dieser Stoffe zwischen Körperlipiden und dem umgebenden Wasser möglich ist (Würme, Garnäle, Fische, usw.) stehen die CB Gehalte auf Lipidbasis und die Konzentrationen im Wasser im Gleichgewicht. Die Gehalte auf Lipidbasis unterscheiden sich aber zwischen Organismen mit unterschiedlichen Lipidzusammensetzungen.

Dieser Austausch ist für marine Säuger und Vögel nicht gegeben. Die einzige Möglichkeit für diese Tiergruppen, die Schadstoffe loszuwerden, liegt in der Ausscheidung dieser Stoffe mit Faeces, eventuell nach erfolgter chemischer Umsetzung in Metaboliten, die eine erhöhte Wasser-Löslichkeit besitzen. Die Gehalte in Säugern sind deshalb erheblich höher als in den Geweben der anderen Organismen.

### **Metabolismus und seiner Beziehung mit der Molekülstruktur**

Die Gehalte der individuellen Kongeneren sind in Organismen die eine niedrige Organisationsstufe der Nahrungsketten darstellen, sehr ähnlich (Garnäle, Würme, Fische) (Boon & Duinker, 1986), sie sind aber in Geweben von marinen Säugern erheblich höher (Duinker et al., 1989).

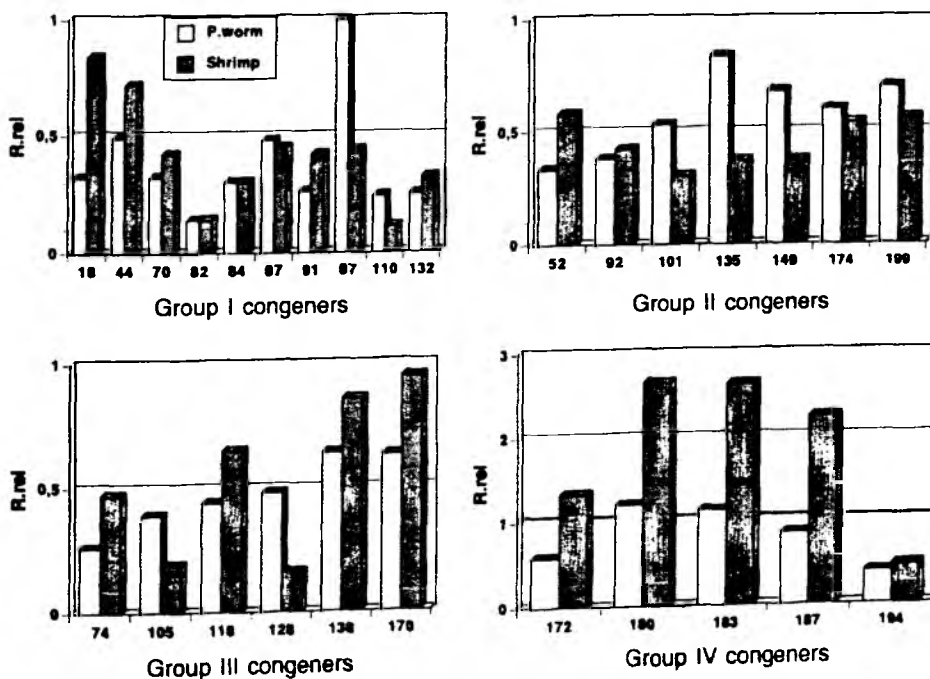
Die Zusammensetzungen der CB Gemische können benutzt werden, die Metabolisierbarkeit der einzelnen Kongeneren und das Metabolisierungs-Vermögen von Organismen zu testen, zu beschreiben und kausal mit Strukturmerkmalen der Kongeneren zu verbinden. CB werden grundsätzlich durch Cytochrom P-450 Enzyme (Mixed Function Oxydase (MFO) Systeme)

metabolisiert. Phase I- Metabolismus (oxidativ) wird durch Konjugation mit endogenen Substanzen gefolgt (Phase II-Metabolismus). Hierbei werden die lipophilen CB in mehr polare, im Wasser besser lösliche Derivate umgesetzt. Der Ausmaß des Metabolismus eines bestimmten CB-X kann anhand des Verhältnisses der Konzentrationen von CB-X und CB-153 (CB-153 ist sehr persistent) analysiert werden (Boon et al.,1989):

$$(R_{abs} = C_{CB-X} / C_{CB-153}).$$

Unterschiede zwischen Organismen lassen sich quantitativ anhand des Verhältnisses  $R_{rel}$  (CB-X) =  $(R_{abs} \text{ CB-X in Org.Y}) / (R_{abs} \text{ CB-X in Referenz-Org})$  beschreiben. Der Bezugs-Organismus soll hierbei keinen Metabolismus aufweisen.

Abb. 12 zeigt die Verhältnisse  $R_{rel}$  für verschiedene CB in den untersuchten Organismen. Die CB sind aufgrund der Zahl und der relativen Positionen der vicinalen H-Atomen in vier Gruppen aufgeteilt. In der Gruppe I kommen sie in m,p- und o,m-Positionen vor, in Gruppe II nur in m,p-Positionen, in Gruppe III nur in o,m-Positionen und in Gruppe IV in keinen Positionen (Abb. 13).



**Abb. 12:** Plots der  $R_{rel}$  Werte für CB Kongenere in verschiedenen Organismen. Die Kongenere sind in vier Gruppen eingeteilt, mit unterschiedlichen Strukturmerkmalen und unterschiedlichen Tendenz zu Metabolisierbarkeit. Für Einzelheiten siehe Text.

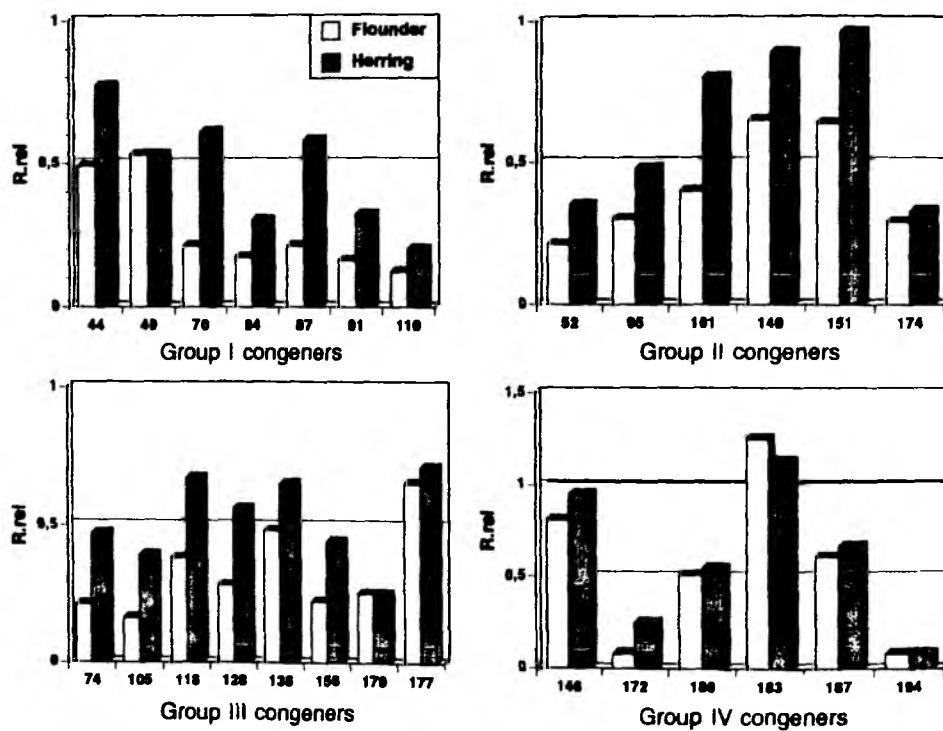


Abb. 12b

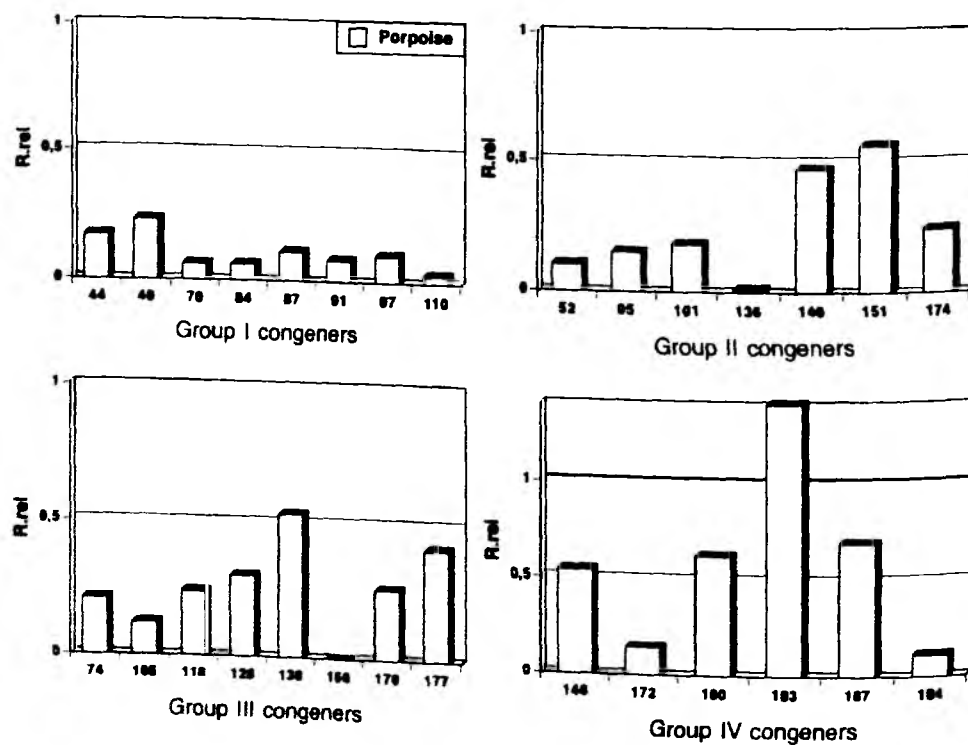


Abb. 12c

Group	Example	Vicinal H-atom	
		<i>meta-para</i>	<i>ortho-meta</i>
I	 CB-44	+	+
II	 CB-101	+	-
III	 CB-118	-	+
IV	 CB-183	-	-

**Abb. 13:** Strukturmerkmale von CB für die Einteilung in Gruppen I-IV mit unterschiedlichen Tendenzen zu Metabolismus.

In einem SAR (Struktur-Aktivitäts-Beziehungs-) Modell werden Kongenere aus den Gruppen I, II und III relativ effektiv, und die aus der Gruppe IV nicht metabolisiert (Boon et al., 1989). Die Gültigkeit dieser Regel wird für die meisten Kongenere durch niedrige Werte von  $R_{rel}$  (geringer als 1, normalerweise  $<0.5$ ), bez. für Gruppe IV durch höhere Werte (1 oder größer) belegt.

Einige Organismen in niedrigen Stufen der Nahrungsketten sind also in der Lage, CB die o,m und/oder m,p-vicinalen H-Atome besitzen zu metabolisieren. Sowohl Phenobarbital (PB)- wie 3-Methylcholanthren (3-MC)-Typ Induktionen sind in diesen Organismen möglich. Unsere Daten (Abb. 13) bestätigen die früheren Befunde (Duinker et al., 1989 und Boon et al., 1992), daß Meeressäuger CB am effektivsten metabolisieren. Sowohl PB- wie 3-MC-Typ Enzymen werden in diesen Organismen induziert.

Das SAR Modell (Boon et al,1989) lässt für Kongenere aus der Gruppe IV keinen Metabolismus zu. Einzelheiten der oberen Analysendaten zeigen, daß dieses Modell aufgrund der rezenten, detaillierten und genaueren Daten revidiert werden muß. Offensichtlich kann Hydroxylierung auch ohne die Bildung eines Aren-oxids (wozu vicinale H-Atome erforderlich sind) stattfinden.

### **Evaluierung der Toxizität der CB Gemische**

CB können die Physiologie eines Organismen beeinflussen und verschiedene toxische Effekte hervorrufen. Das bekannteste Beispiel ist die Induktion von Cytochrom-P450 - abhängigen MFO-Systemen. So können CB in den oxidativen Metabolismus vieler endogener Verbindungen (Steroiden, Fettsäuren, Prostaglandinen) eingreifen.

Die Konzentrationen der am meisten toxischen CB (CB-77, -126, und -169) waren in den Organismen der Kieler Bucht unterhalb der Nachweisgrenzen. Einige (weniger toxischen) mono-ortho-Cl (CB-118,-156, und -105) und di-ortho-Cl (CB-128,-129,-138,-146,-153,-170,-172,-180 und -194) Derivate der am meisten toxischen CB kommen in erheblichen Gehalten in den Geweben vor.

Die Gesamtoxitizität der in den Organismen vorkommenden CB Gemische kann anhand der spezifischen Toxizitäten (Safe,1991) und der Gehalte der einzelnen CB berechnet werden. Die Tabelle 7 zeigt die Ergebnisse für Hering-Muskel. Die Zahl der TCDD-Aequivalente überschreitet die vom BGA für einen Person von 70 kg Gewicht zugelassene Menge um den Faktor 20.

Die mono-ortho-Cl Derivate der am meisten toxischen CB tragen mehr als 80% zur Gesamtoxitizität der Gemische bei. Die Rest beruht auf Beiträge der di-ortho-Cl Derivate.

**Tabelle 7:** TCDD Äquivalente in Heringmuskel. Die Berechnung basiert auf den gemessenen Gehalten der Kongenere im Muskelfleisch und spezifischen TCDD Faktoren (Safe 1991). Die Überschreitungsfaktoren gelten bei einem Konsumenten von 70kg. Die am meisten toxischen Kongeneren (77,126,169) waren in den Proben unter den Nachweisgrenzen

CB Nr.	TCDD-Äquivalente		
	in pg/g FG	in 200g Heringfilet	Erlaubte tägliche Einnahme*
118	4.270	854.0	
105	1.200	241.0	
156	0.870	175.0	
138	0.290	57.0	
153	0.220	44.0	
180	0.073	15.0	
170	0.023	4.6	
146	0.045	9.0	
128	0.030	6.0	
172	0.007	1.4	
194	0.004	0.7	
129	0.000	0.06	
<hr/>			
<b>Total</b>	<b>7.04</b>	<b>1400.0</b>	<b>70.0</b>

\* für eine 70 kg schwere Person

(Richtwert BGA ADI TCDD-Äquivalente pg/kg/d = 1).

### Zusammenfassung der Ergebnisse

- Die in den letzten 4-5 Jahren in der Ostsee durchgeführten Analysen von individuellen Chlorbiphenylen haben zu einem erheblich besseren Verständnis von Quellen, Transportwegen, Senken und Verteilungsmustern über abiotische und biotische Kompartimente und Effekten sowie Metabolismus von "PCB" geführt als mit den vorher üblichen Methoden in den vorangegangenen 30 Jahren;
- Die Konzentrationen der CB in der Ostsee sind zwar niedrig, aber in belasteten Regionen höher als in der Nordsee und im Mittelmeer;



- Die gemessenen Konzentrationen im offenen Ozean und in den Randmeeren sind ozeanographisch konsistent, und 100-1000x niedriger als bisher veröffentlichte Daten. Dies ist hauptsächlich verbesserten Methoden bei der Probenahme und Aufarbeitung der Proben zuzuschreiben;
- Trends sind aufgrund fehlender genügend langer Zeitreihen mit zuverlässigen Daten noch nicht auffindbar;
- Die Entwicklung der Multidimensionalen Gaschromatographie trägt wesentlich zum Verständnis des Verhaltens und der Toxizität von Chlorbiphenylen in der Umwelt bei;
- Chlorbiphenyle sind in toxikologischer Hinsicht für die marine Umwelt wichtiger als die Polychlorierten Dioxine;
- Die am meisten toxischen CB tragen weniger zur Gesamt-Toxizität von CB-Gemischen bei als einige mono-ortho-Cl und di-ortho-Cl Derivate dieser Kongeneren;
- Die in vielen nationalen und internationalen Programmen zu messenden sechs ausgewählten Chlorbiphenyle sind toxikologisch unbedeutend und außerdem mit den üblichen Methoden schwierig meßbar;
- Alle in der Umwelt vorkommenden CB, inklusive die toxisch relevanten CB, sind mit Hilfe der Multidimensionalen GC-ECD gut meßbar;
- Für die zuverlässigen Analysen der CB Gehalte im Wasser sind größere Wasservolumina notwendig (100-1000 L); der Einsatz von aufwendigen Aufarbeitungsmethoden ist essentiell für die zuverlässige Analyse von CB in Proben aller Umweltkompartimente; die mangelhaften Daten in der Literatur sind teilweise auf Mißachtung dieser Tatsachen zurückzuführen.

### **Offene Fragen**

Folgende Forschungsthemen sollten in der Zukunft bearbeitet werden:

- Welche Rolle spielen die sehr vielen unidentifizierten Verbindungen, die keine CB sind, deren Anwesenheit aus den Chromatogrammen deutlich ist, deren Bedeutung für die Umwelt der Ostsee aber völlig unbekannt ist?
- Welche Rolle spielen biologische Prozesse bei dem Transport von apolaren Verbindungen, wie CB, aus der euphotischen Schicht in die Tiefe, und wie wird das Sediment dadurch belastet?
- Welche Rolle spielen toxische Chlorbiphenyle bei den Existenzproblemen der marinen Säuger in der Ostsee (siehe eine speziell auf diese Problematik ausgerichtete rezente Ausgabe von Ambio (Dezember 92);

Diese Probleme können nur beantwortet werden durch gezielte, langfristig angelegte, im Prinzip interdisziplinäre Untersuchungen mit einem sehr starken chemischen Anteil (Boon & Duinker, 1986).

## Literatur

- Béland, J., R. Michaud and D. Martineau, 1987: Recensements de la population de belugas du Saint-Laurent en 1985 par embarcations. *Rap. tech. can. sci. halieut. aquat.* No. 1545.
- Boon, J.P. and J.C. Duinker, 1985: Kinetics of individual polychlorinated biphenyls (PCB) components in juvenile sole (*solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquat. Toxicol.* **7**, 119-134.
- Boon, J.P. and J.C. Duinker, 1986: Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. *Env. Monit. and Assessm.* **7**, 189-208.
- Boon, J.P.F., Eijgenraam, J.M., Everaarts and J.C. Duinker, 1989: A Structure-Activity Relationship (SAR) approach towards metabolism of PCBs in Marine Animals from different trophic levels. *Mar. Environm. Res.* **27**, 159-176.
- Boon, J.P., E. van Arnhem, S. Jansen, N. Kannan, G. Petrick, D.E. Schulz, J.C. Duinker, P.J.H. Reijnders and A. Goksoyr, 1992: The toxicokinetics of PCBs in marine mammals with special reference to possible interactions of individual congeners with cytochrome P-450-dependent monooxygenase system- An overview. In *Persistent pollutants in marine ecosystems*. (C.H. Walker und D.R. Livingstone, Eds.) Pergamon Press, Oxford, pp 119-159.
- Bouchertall, F. and J.C. Duinker, 1986: Porous glass as an efficient adsorbent for volatile atmospheric PCB congeners. *Anal. Chim. Acta.* **185**, 369-375.
- DeLong, R.L., W.G. Gilmartin and J.G. Simpson, 1973: Premature births in California sea lions: Association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science* **181**, 1168-1170.
- Duinker, J.C., 1986. The role of small, low density particles on the partition of selected PCB congeners between water and suspended matter (North Sea area). *Neth. J. Sea Res.* **20**, 229-238.
- Duinker, J.C. (in press). Chlorinated Biphenyls in Open Ocean Waters. *Manuals and Guides* Nr. **27**, Intergovernmental Oceanographic Commission, Unesco. Paris.
- Duinker, J.C. and M.T.J. Hillebrand, 1983a: Determination of selected organochlorines in sea water. In: *Methods of sea water analysis*. K. Grasshoff, M. Ehrhardt und K. Kremling (Eds.), Chapter **12.4**, pp. 290-309, Verlag Chemie.
- Duinker, J.C. and M.T.J. Hillebrand, 1983b: Characterization of PCB components in Clophen formulations by capillary GC-MS and GC-ECD techniques. *Env. Sci. Technol.* **17**, 449-456.
- Duinker, J.C. and J.P. Boon, 1986: PCB congeners in the marine environment - a review. In: *Organic micropollutants in the aquatic environment*. Proc. 4th. Eur. Symp. Vienna, Oct. 22-24, 1985. Eds. A. Björseth and G. Angeletti. D. Reidel. Publ. Cy. Holland, pp. 187-205.

- Duinker, J.C., M.T.J. Hillebrand, K.H. Palmork and S. Wilhelmsen, 1980: An evaluation of existing methods for quantitation of polychlorinated biphenyls in environmental samples and suggestions for an improved method based on measurement of individual components. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **25**, 956-964.
- Duinker, J.C., D.E. Schulz and G. Petrick, 1988a: Multidimensional Gaschromatography with Electron Capture Detection for the Determination of Toxic Congeners in Polychlorinated Biphenyl Mixtures. *Anal. Chem.* **60**, 478-482.
- Duinker, J.C., A.H. Knap, K.C. Binkley, G.H. van Dam, A. Darrel-Rew and M.T.J. Hillebrand, 1988b: Method to represent the qualitative and quantitative characteristics of PCB mixtures. Marine mammal tissues and commercial mixtures as examples. *Mar. Poll. Bull.* **19**, 74-79.
- Duinker, J.C., D.E. Schulz and G. Petrick, 1988c: Selection of Chlorinated Biphenyl Congeners for Analysis in Environmental Samples. *Mar. Pollut. Bull.* **19**, 19-25.
- Duinker, J.C. and F. Bouchertall, 1989: On the distribution of atmospheric PCB congeners between vapor phase, aerosols and rain. *Env. Sci. Technol.* **23**, 57-62.
- Duinker, J.C., M.T.J. Hillebrand, T. Zeinstra and J.P. Boon, 1989: Individual chlorinated biphenyls and pesticides in tissues of some cetacean species from the North Sea and the Atlantic Ocean; tissue distribution and biotransformation. *Aquatic Mammals* **15**, 95-124.
- Duinker, J.C., D.E. Schulz and G. Petrick, 1991: Analysis and interpretation of chlorobiphenyls: possibilities and problems. *Chemosphere* **23**, 1009-1028.
- Gaul, H. and U. Ziebarth, 1983: Method for the analysis of lipophilic compounds in water and results about the distribution of different organochlorine compounds in the North Sea. *Dtsch. Hydrogr. Z.* **36**, 191-212.
- Helle, E., 1980: Lowered reproductive capacity in female ringed seals (*Pusa hispida*) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. *Ann. Zool. Fenn.* **17**, 147-158.
- Jensen, S., 1966: Report of a new chemical hazard. *New Scientist* **32**, 612.
- Kannan, N., G. Petrick, D.E. Schulz, J.C. Duinker, J.P. Boon, E. van Arnhem and S. Jansen, 1991: A comparison between activated charcoals and multidimensional GC in the separation and determination of (non-ortho Cl substituted) toxic Chlorobiphenyls. *Chemosphere* **23**, 1055-1076.
- Kannan, N., D.E. Schulz-Bull, G. Petrick and J.C. Duinker, 1992: High resolution PCB analysis of Kanechlor, Phenoclor and Sovol mixtures using multidimensional gas chromatography. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **47**, 201-215.
- Kuehl, D.W., B.C. Butterworth, J. Libal and P. Marquis, 1991: An isotope dilution high resolution gas chromatographic- high resolution mass spectrometric method for the determination of coplanar polychlorinated biphenyls: Application to fish and marine animals. *Chemosphere* **22**, 849-858.

- Mullin, M.D., C.M. Pochini, S. McCrindle, M. Romkes, S.H. Safe and L. Safe, 1984: High resolution PCB analysis: Synthesis and chromatographic properties of all 209 PCB congeners. *Env. Sci. Technol.* **18**, 468-476
- Petrick, G., D. Schulz and J.C. Duinker, 1988: Clean-up of environmental samples by high-performance liquid chromatography for analysis of organochlorine compounds by gas chromatography with electron-capture detection. *J. Chromatogr.* **435**, 241-248.
- Reijnders, P.J.H., 1986: Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* **324**, 456-457
- Safe, S., 1991: Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and related compounds: Sources, environmental distribution and risk assessment, *Environ. Carcinog. Ecotox. Rev.* **C9**, 261-302
- Schulz, D.E., 1990: Dissertation Uni. Kiel: Chlorobiphenyle im Meerwasser des Nordatlantiks und der Nordsee. *Ber. Instit. Meeresk.* **167**, 132pp
- Schulz, D.E., G. Petrick and J.C. Duinker, 1988: Chlorinated biphenyls in North Atlantic Surface and Deep Water. *Mar. Poll. Bull.* **19**, 526-531.
- Schulz, D.E., G. Petrick and J.C. Duinker, 1989: Complete Characterization of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Commercial Aroclor and Clophen Mixtures by Multidimensional Gas Chromatography Electron Capture Detection. *Environ. Sci. Technol.* **23**, 852-859.
- Schulz, D.E., G. Petrick and J.C. Duinker, 1991: Polychlorinated biphenyls in North Sea water. *Mar. Chem.* **36**, 365-384
- Tanabe, S., N. Kannan, T. Wakimoto, T. Okamoto, Y. Masuda and R. Tatsukawa, 1989: Isomer-specific determination and toxic evaluation of potentially hazardous coplanar PCBs, dibenzofurans and dioxins in the tissues of "yusho" PCB poisoning victim and in the causal oil. *Toxicol. Environ. Chem.* **24**, 215-231

# **Satellitenfernerkundung und ihre Möglichkeiten zur Erläuterung pelagischer Monitoringdaten in der Ostsee**

von

Ulrich Horstmann und Andreas Lehmann

## **Zusammenfassung**

Fernerkundungsdaten haben sich als nützliches Hilfsmittel zur Bestimmung und zur Erkennung hydrographischer und auch biologischer Prozesse erwiesen. An Beispielen aus der Ostsee wird dargestellt wie Wasserfarbendaten und Information über Oberflächentemperaturprozesse die das Phytoplanktonwachstum beeinflussen, darstellen können und damit wichtige Hinweise für das biologische Monitoring liefern. Dabei lassen sich auch anthropogene Einflüsse wie Eutrophierungserscheinungen in Flußmündungsgebieten darstellen. Daten einzelner hydrographischer Profile können anhand von infraroten Satellitendaten einzelnen Wasserkörpern zugeordnet werden. Für die mesoskalige Dynamik ist die Kenntnis der charakteristischen Wirbelskalen bzw. die Skala mesoskaliger Fronten von Bedeutung. Die spektrale Analyse von infraroten Satellitendaten kann im Zusammenhang mit Turbulenztheorien Hinweise auf Entstehungsmechanismen mesoskaliger Strukturen gegeben. Eine eindeutige Selektion der physikalischen Prozesse, die die mesoskaligen Strukturen bestimmen, kann nur mit Hilfe numerischer Modelle erreicht werden. Aus der zeitlichen Sequenz von infraroten Satellitenbildern lassen sich die Bewegungen einzelner Wasserkörper analysieren, d.h. die Entwicklung einzelner Strukturen kann direkt beobachtet werden.

## **Einleitung**

Seit 1985 werden im Rahmen des Biologischen Monitorings Satellitendaten bearbeitet, um Erkenntnisse über hydrographische und meeresbiologische Prozesse in der Ostsee zu gewinnen. Satellitenaufnahmen können dabei die Ausdehnung sowie die skalaren Größen von Temperatur und Wasserfarbenanomalien im Meer aufzeigen. Mit Hilfe von aufeinanderfolgenden Aufnahmen lassen sich der Verlauf und die Entwicklung von Fronten und Wirbeln beobachten sowie Prozesse wie Auftrieb oder Eutrophierung entlang der Küsten und Flußmündungsgebieten beschreiben. Darüber hinaus können Satellitendaten Aufschluß über die Geschichte bzw. den Ursprung eines Wasserkörpers geben, aus dem Proben entnommen wurden.

Im folgenden sollen einige Beispiele für die Erkennung Ostsee-typischer Situationen und Prozesse aufgeführt werden, die den Wert der Fernerkundung für das Monitorings in der Ostsee belegen.

Bearbeitet wurden Satellitendaten des multispektralen Coastal Zone Color Scanner (CZCS) des amerikanischen Satelliten NIMBUS 7, sowie Oberflächentemperaturdaten des Infrarotscanners des Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) der TIROS-NOAA-Satellitenserie.

Der CZCS ist ein Multispektralscanner, der mit einer Auflösung von 1000 m (pro Bildpunkt) Informationen über die Wasserfarbenverteilung in 5 verschiedenen Spektralkanälen übermittelt. Zusätzlich verfügt der CZCS über einen Infrarotkanal. Der Satellit überflog von 1978 bis 1986 das Untersuchungsgebiet Ostsee täglich, war jedoch nicht immer eingeschaltet. Tabelle 1 faßt wolkenfreie bzw. wolkenarme Szenen zusammen, auf denen die Meeresoberfläche der Ostsee bzw. Teile davon zu erkennen sind, die für eine weitere Auswertung in Frage kamen. Die Szenen wurden aus der Gesamtheit der von der University of Dundee (Schottland) aufgezeichneten Daten ausgewählt.

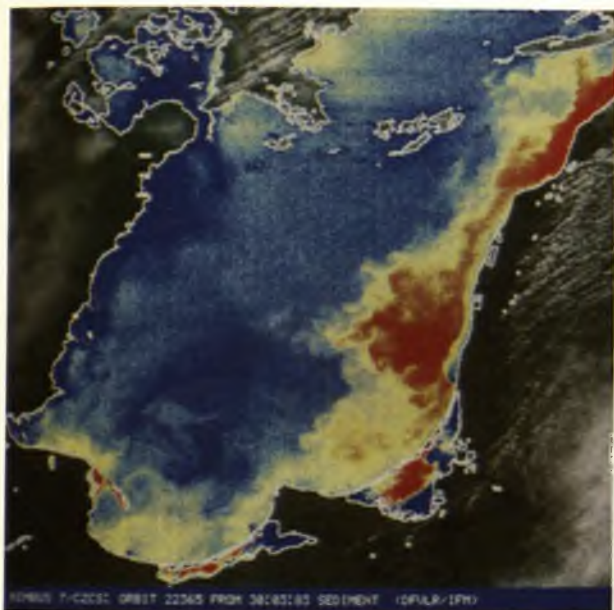
Neben der Darstellung ganz spezifischer Phänomene wie die Wasserfarbenverteilung in Flußmündungen oder die Blaualgenansammlungen im Oberflächenwasser der zentralen Ostsee geben Rohdaten, d.h. die Abbildungen der Meeresoberfläche in den verschiedenen Spektralbereichen, wertvolle Hinweise über die generellen Verteilungsmuster von Wasserfarben beeinflussenden Substanzen. Durch Szenen, die an aufeinanderfolgenden Tagen aufgenommen wurden, können sehr gut Veränderungen der Verteilungsmuster beobachtet werden. Generell treten in der Ostsee Strukturen mit ganz unterschiedlichen Skalenbereichen auf, die insbesondere für die Probennahme im Biologischen Monitorings von großem Interesse sind (Abb.1). Sehr deutlich lassen sich aus Rohdaten des CZCS sowie auch aus der Darstellung der Oberflächentemperatur für die Ostsee typische hydrographische und biologische Prozesse erkennen.

## **Möglichkeiten der Fernerkundung zur Erkennung umweltrelevanter Prozesse in der Ostsee**

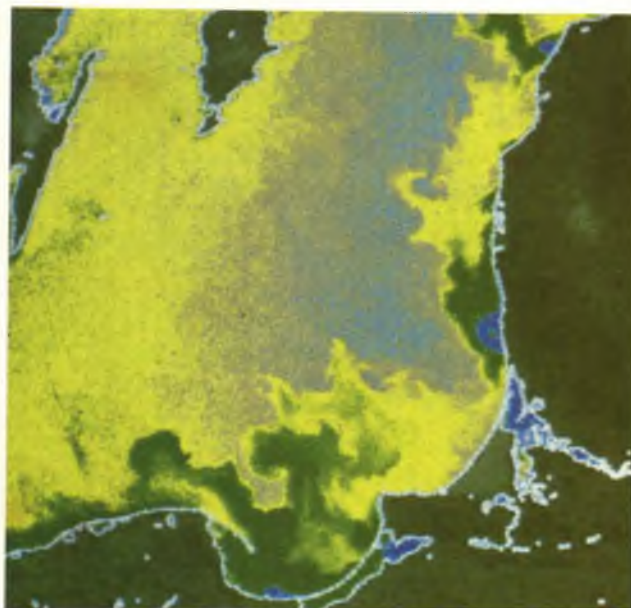
Im folgendem sollen die wichtigsten aus Satellitendaten erkennbaren Phänomene, die eine Änderung der Phytoplankton-Nährstoffverhältnisse bewirken können, dargestellt und mit Beispielen belegt werden.

- 1) Wasserfarbenänderungen in Flußmündungsgebieten vermitteln Vorstellungen über die Auswirkungen der Flußwasserinhaltsstoffe auf die Mündungsgewässer, in denen sich als Folge von Nährstoffeintrag im Sommerhalbjahr Eutrophierungsprozesse einstellen. Besonders deutlich können solche Vorgänge in den Mündungsbereichen der Memel und Weichsel beobachtet werden (Abb. 1 und 2), wo sich die Eutrophierungszonen bis zu 100 km in die südöstliche Ostsee erstrecken können. Für die Beurteilung von Wasserproben aus diesen Gebieten ist es sehr wichtig zu wissen, ob es sich um Wasser der freien Ostsee oder um flußwasserbeeinflusste Proben handelt.
- 2) Ansammlungen von Blaualgenmassen im Oberflächenwasser der Ostsee sind ein alle Jahre während der Sommermonate wiederkehrendes Phänomen (Abb. 3). Die Algen sind Tracer für Wasserzirkulationen im Oberflächenbereich. Gleichzeitig spielen die Blaualgen, die über ihre Heterozysten Luftstickstoff fixieren können, auch eine wichtige Rolle für die Nährstoffbilanz der Ostsee (Horstmann 1975). So können jährlich bis zu 60000 to N über die Blaualgen in die Ostsee eingetragen werden.
- 3) Fronten und Verwirbelungen (Eddies) im Oberflächenwasser der Ostsee lassen sich auch auf Aufnahmen des AVHRR beobachten (Abb. 4). Wirbel bewirken auch vertikalen Wasseraustausch und damit Nährsalztransport in das Oberflächenwasser.
- 4) Auftriebserscheinungen entlang der Ostseeküsten sind besonders vor der schwedischen Ost- und Südküste, entlang der lettischen und litauischen Küste und im Bereich der polnischen Ostseeküste zu beobachten (Abb. 5, 6, 7). Bei länger anhaltenden küstenparallelen (Ekman-Auftrieb) und ablandigen Winden kann es entlang der Küsten zu erheblichen Temperaturanomalien kommen die einen Nährsalztransport aus tiefen Wasserschichten an die Oberfläche anzeigen.

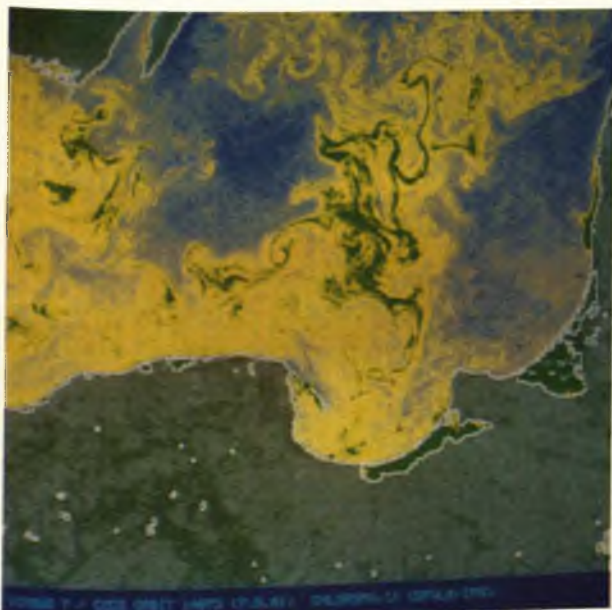




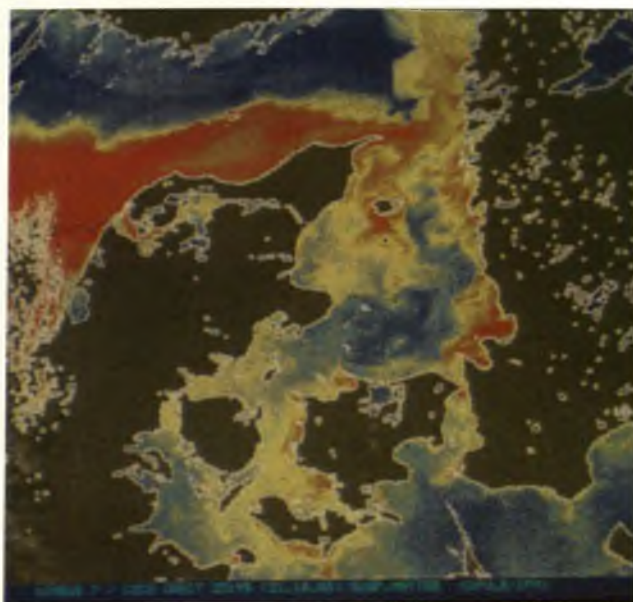
**Abb. 1:** Aufnahme des Coastal Zone Color Scanners (CZCS) der Süd-östlichen Ostsee (30.03.83). Rot = Ausbreitung des mit Partikeln belasteten Flußwassers der Memel



**Abb. 2:** CZCS-Aufnahme (12.04.79) der S-O-Ostsee. Grün und Gelb zeigt hohe bzw. mittlere Konzentration von Chlorophyll. Im Mündungsgebiet von Memel und Weichsel ist das Ausmaß der Eutrophierung durch Nährstoffeintrag sichtbar



**Abb. 3a:** CZCS-Aufnahme von Cyanobakterien (Blaualgen) die in Oberflächennähe der Ostsee angereichert werden (07.08.81). Grün = hohe, gelb = mittlere Konzentrationen.



**Abb. 3b:** CZCS-Aufnahme der Partikelfracht die durch den Jütlandstrom in die Ostsee eingetragen wird. Rot = hohe, gelb = mittlere Konzentrationen





**Abb. 4:** NOAA 7 Infrarotaufnahme der mittleren Ostsee vom 03.06.1982. Helle Strukturen entsprechen kaltem Wasser.



**Abb. 5 :** NOAA 7 Infrarotaufnahme (01.10.83) der Südküste Schwedens mit ausgeprägten (hellen) Strukturen kälteren Wassers, das durch Auftrieb an die Oberfläche gelangt.



**Abb. 6:** NOAA 7 Infrarotaufnahme (23.06.83) der südöstlichen Ostsee mit Auftriebserscheinungen (hell) entlang der litauischen und lettischen Küste und entlang der Halbinsel Hela.



**Abb. 7:** NOAA 7 Infrarotaufnahme (06.08.82) der polnischen Küste mit kälterem (hellem) Oberflächenwasser im Küstenbereich.



5) Materialtransport um Skagen ist ein weiteres auf Satellitenaufnahmen auszumachendes Phänomen, das offensichtlich für die Eutrophierung des Kattegats, vielleicht auch für die Beltsee, von Bedeutung sein kann. Eine Reihe von Aufnahmen zeigt, wie suspendiertes Material aus der Nordsee ins Kattegat transportiert wird (Abb. 8). Über den weiteren Verbleib des Materials ist bisher kaum etwas bekannt, da das salzreiche und damit schwerere Nordseewasser vom Ostseewasser überlagert wird und somit auf Satellitenaufnahmen nicht mehr sichtbar ist.

6) Auftriebserscheinungen nordwestlich Rügens können auf Satellitenaufnahmen durch starke Temperaturerniedrigungen an der Wasseroberfläche relativ häufig beobachtet werden (Abb. 4 und 7). Dieses Phänomen geht mit Ausstromlagen (aus der Ostsee) einher und kann erheblichen Einfluß auf die Wassertemperatur und auch auf die Nährsalzverteilung der südlichen Beltsee haben.

Auf Satellitenaufnahmen läßt sich auch erkennen, wie bei zwei unterschiedlichen Strömungssituationen einmal das kalte Auftriebswasser in die Kieler Bucht advektiert wird, zum anderen das Wasser direkt in den Großen Belt verdriftet.

Die oben angeführten Beispiele weisen darauf hin, daß in fast allen Gebieten der Ostsee die Fernerkundung wichtige Hinweise für das Biologische Ostseemonitoring geben kann.

Bis 1986 stand für die Ostsee ein Wasserfarben aufzeichnender Scanner der CZCS zur Verfügung. In den darauffolgenden Jahren wurde versucht, über Temperaturanomalien hydrographische Phänomene der Ostsee zu erkennen. Darüberhinaus konnte gezeigt werden (Horstmann 1987, Horstmann und Jochem 1990), daß auch hohes Phytoplanktonaufkommen durch erhöhte Oberflächentemperaturen in der Ostsee erkannt werden können.

Die kommende verbesserte Generation Wasserfarben registrierender Satelliten wird schon zu Beginn des nächsten Jahres (Sea WIFS Projekt) auch in Gewässern wie der Ostsee über die einfache Erkennung von Partikeln hinaus qualitative und quantitative Aussagen über Wasserinhaltsstoffe machen können.

In den kommenden Jahren wird es somit möglich sein, Eutrophierungsprozesse und natürliche Algenblüten sowie im Wasser gelöste Huminstoffe relativ genau in der Ostsee zu registrieren. Dazu sind jedoch umfangreiche in-situ Lichtmessungen notwendig, um für die Ostsee geeignete Algorithmen zu entwickeln, die insbesondere den unterschiedlichen Gelbstoffgehalten des Ostseewassers Rechnung tragen.

## Die Arbeiten der Fernerkundungsgruppe

Im Rahmen des Biologischen Monitorings der Ostsee wurde eine Fernerkundungsgruppe gegründet, deren Aufgabenbereiche darin liegen, zum einen unter der Ausnutzung einer entsprechenden Hardware Programmpakete zur Bearbeitung von Satellitendaten zu entwickeln und zum anderen wissenschaftliche Analysen derart bearbeiteter Daten vorzunehmen. Hierzu sind hochleistungsfähige Computer notwendig, da das zu bewältigende Datenmaterial immens ist (10-20 MByte für eine Szene) und komplizierte mathematischen oder numerische Algorithmen zur Aufbereitung der Daten notwendig sind. Die Bildverarbeitung basiert auf einer Konfiguration von verschiedenen DEC-Stations, die unter dem Betriebssystem ULTRIX (UNIX) betrieben werden (Abb. 8).

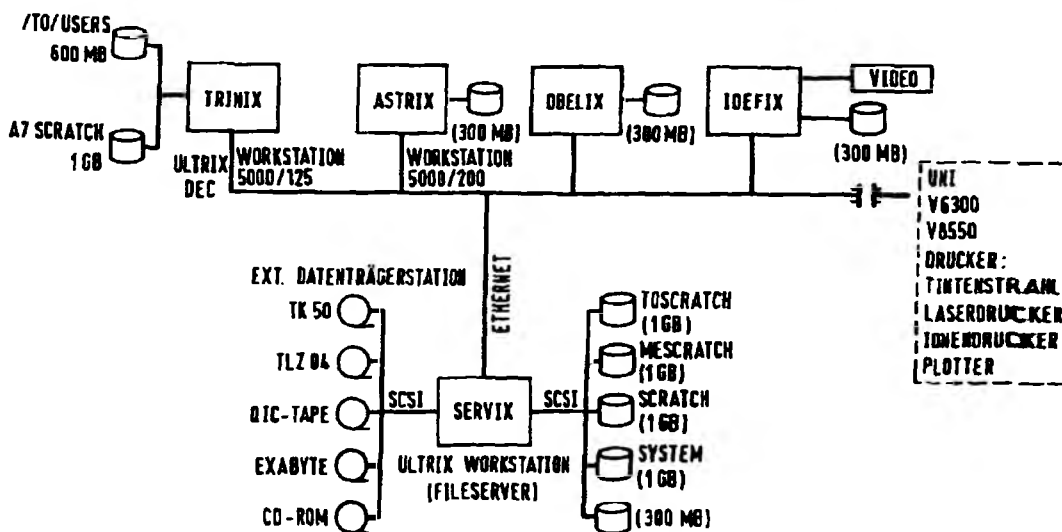


Abb. 8: Bildverarbeitungssystem am Institut für Meereskunde

Fernerkundungsdaten erweisen sich als nützliches Hilfsmittel bei der Auswertung von hydrographischen Daten, die im Rahmen des Biologischen Monitorings gewonnen wurden. In vielen Fällen lassen sich mit Hilfe von Satellitendaten die Ausbreitung und Ausdehnung charakteristischer Wassermassen beobachten und vermessen. Werden an festen geographischen Positionen Meßdaten genommen, so ist es für eine spätere Analyse von größter Wichtigkeit, Informationen über die umliegenden Wassermassen zu erhalten. Leider ist

die Benutzung von Fernerkundungsdaten stark durch den Bewölkungsgrad oder anderer 'meteorologischer Störungen' eingeschränkt.

Neben der Kombination hydrographischen Datenmaterials mit infraroten Satellitendaten steht die statistische Auswertung der Fernerkundungsdaten im Vordergrund des Interesses. Die statistische Analyse von infraroten Satellitendaten gibt Einblick in die mesoskalige Variabilität der Oberflächentemperatur der Ostsee. Mesoskalige Strukturen können oftmals Wirbeln zugeordnet werden, denen eine entscheidende Rolle bei der Vermischung im Ozean zukommt.

Die statistische Analyse von Meeresoberflächentemperaturkarten liefert charakteristische Skalen des mesoskaligen Bereichs. Die Dynamik der mesoskaligen Strukturen läßt sich jedoch nicht allein aus infrarotem Datenmaterial bestimmen. Hierzu sind numerische Modelle notwendig, die aufgrund ihrer Determiniertheit eine Selektion der relevanten physikalischen Prozesse erlauben. Für eine Modellverifikation eignen sich Fernerkundungsdaten in zweifacher Hinsicht: zum einen kann anhand der statistischen Analyse die Fähigkeit des Modells mesoskalige Strukturen zu simulieren, überprüft werden und zum anderen lassen sich Einzelphänomene wie zum Beispiel die Bildung von Auftriebsgebieten analysieren.

Anhand eines Oberflächentemperaturdatensatzes aus dem Jahr 1986 soll exemplarisch die statistische Auswertung von infrarotem Datenmaterial demonstriert werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß der bearbeitete Datensatz zwar nur einen kurzen Zeitraum beschreibt, jedoch lassen sich die gefundenen Ergebnisse unter ähnlichen meteorologischen Bedingungen auf andere Jahre übertragen. Die Allgemeinheit der Ergebnisse ist aber auf die entsprechende Jahreszeit beschränkt, da die Oberflächentemperatur der Ostsee einen starken Jahresgang aufweist.

### **Mesoskalige Variabilität der Oberflächentemperatur in der zentralen Ostsee**

Die räumliche und zeitliche Auflösung von infraroten Satellitendaten erlaubt es, die mesoskalige Variabilität der Meeresoberflächentemperatur zu beobachten und deren Entwicklung zu verfolgen. Mittels statistischer Methoden läßt sich die turbulente Struktur des zweidimensionalen Oberflächentemperatursignals bestimmen. Aus der turbulenten Struktur der Oberflächentemperaturverteilung lassen sich Rückschlüsse auf die mesoskalige Dynamik

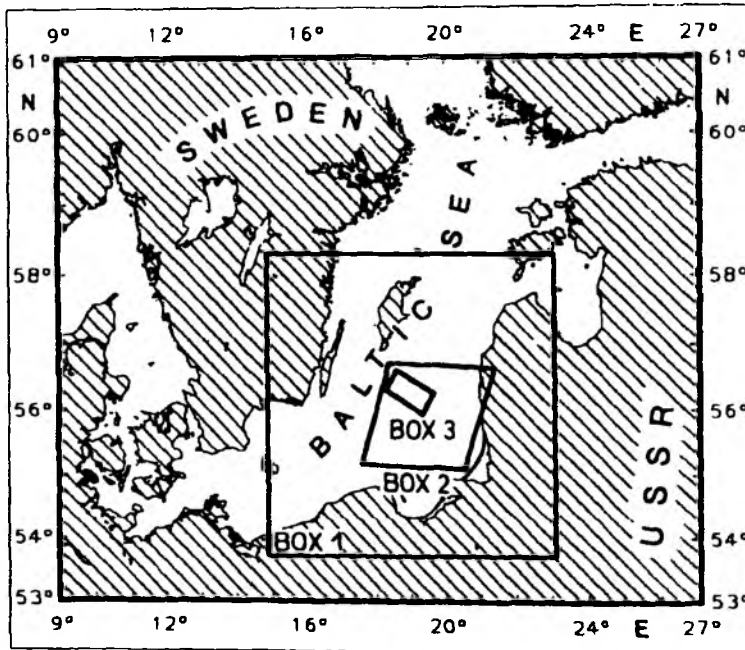
ziehen. Die mesoskalige Dynamik, d. h. die Dynamik die mit dem Wirbelfeld verknüpft ist, bestimmt im hohen Maße die räumliche Verteilung von biologischen und chemischen Parametern.

Ende April bis Anfang Mai 1986 wurde in der Ostsee das Patchiness Experiment durchgeführt. 14 Forschungsschiffe aus den Anrainerstaaten der Ostsee nahmen an dieser Studie teil. Ziel des Experimentes war es, die räumliche und zeitliche Variabilität von physikalischen, chemischen und biologischen Parametern in der zentralen Ostsee zu bestimmen. Erste Ergebnisse wurden in einem allgemeinen Report zusammengefaßt (Cooperative Research Report 163, Baltic Sea Patchiness Experiment PEX-86, 1989).

Für das Gebiet der zentralen Ostsee wurden hierzu die infraroten Daten von 24 Überflügen des Satelliten NOAA-9 im Mai 1986 analysiert. Die Konvertierung der Strahldichten in die entsprechenden Strahlungstemperaturen orientiert sich an der von LAURITZEN et al. (1979) veröffentlichten Methode. Eine ausführliche Beschreibung der Bearbeitungsprozedur zur atmosphärischen Korrektur sowie der geographischen Entzerrung findet sich bei VIEHOFF (1987).

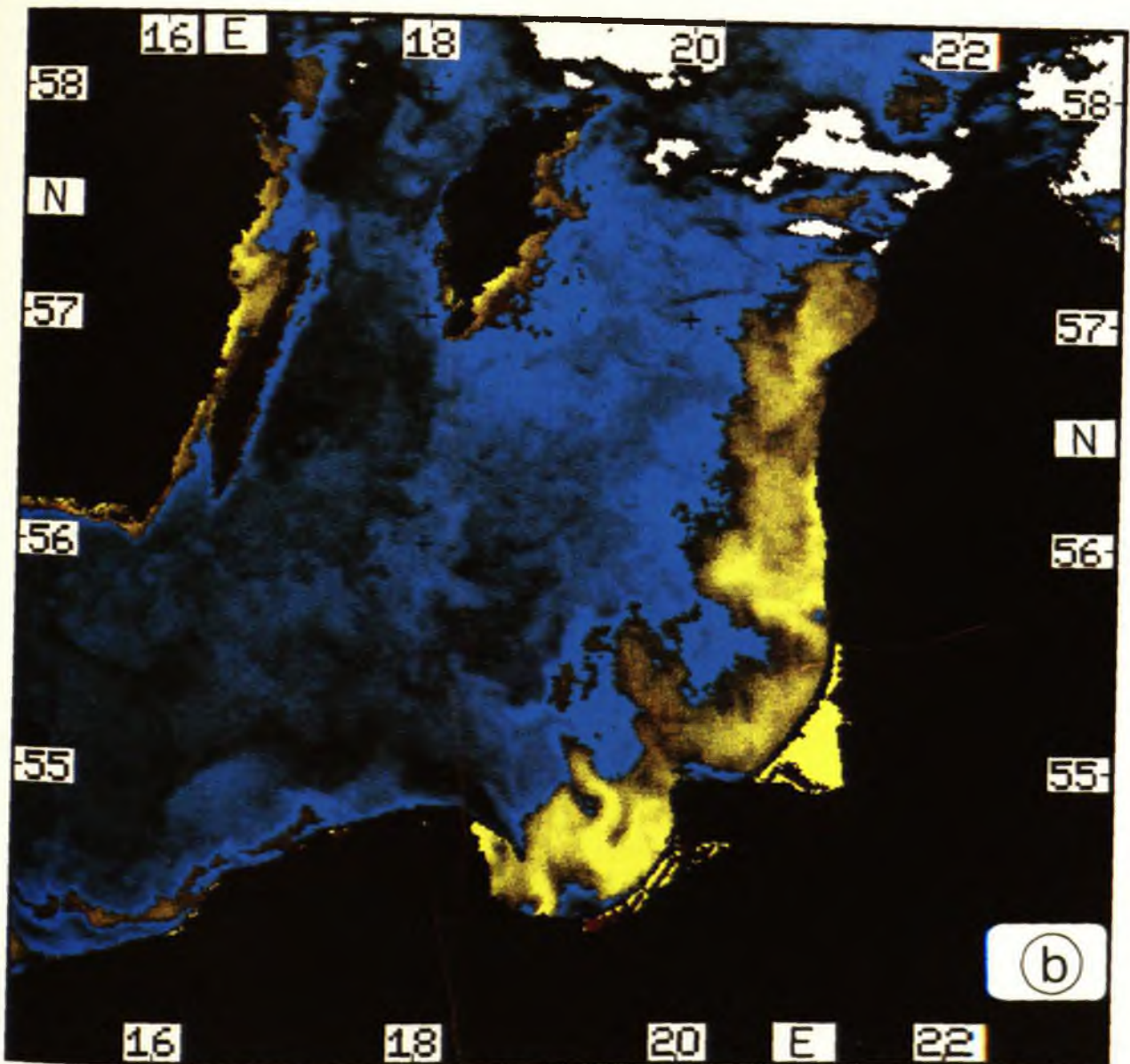
### **Mesoskalige Temperaturstrukturen**

Während der Beobachtungsperiode ließ sich im Bereich des Untersuchungsgebietes (Abb. 9) aufgrund verstärkter Einstrahlung und der ruhigen Wetterlage ein Anstieg der Oberflächentemperatur von 3 °C auf 5 °C beobachten. Diese Erwärmung kennzeichnet den Beginn der Entwicklung der saisonalen thermischen Deckschicht. Die thermische Deckschicht bildet sich mit der Frühjahrserwärmung, ist in den Sommermonaten voll ausgeprägt (20-30 m Wassertiefe) und wird zum Ende des Jahres durch die einsetzenden Herbststürme und der allmählich fortschreitenden Abkühlung erodiert. Die thermische Deckschicht wird in der Tiefe durch eine thermische Sprungschicht begrenzt, die das warme Oberflächenwasser von dem kalten Winterwasserkörper trennt.



**Abb. 9:** Übersichtskarte der zentralen Ostsee. Box 1: Untersuchungsgebiet, in dem infrarote Satellitendaten bearbeitet wurden. Box 2: geographische Lage der Thematic Mapper Szene (Landsat 5) vom 07.05.1986. Box 3: PEX-1986 Untersuchungsgebiet.

Die Oberflächentemperaturverteilung der zentralen Ostsee (Abb. 10) zeigt ausgedehnte Bereiche mit Wassertemperaturen von 3-5°C (blaue Farbtöne). In der Danziger Bucht und entlang der estnischen Küste deuten die gelben Farbtöne die Gebiete an, die dem direkten Einfluß des Süßwassereintrages der Flüsse Memel (55.5°N, 21°E) und Weichsel (54°, 19°E) unterliegen. In einer zeitgleichen Aufnahme des Thematic Mappers an Bord des Satelliten Landsat 5 (Abb. 4) erkennt man aufgrund der höheren räumlichen Auflösung (120 m) die volle Heterogenität des Temperaturfeldes. Eine Vielzahl von kalten (helle Grauwerte) und warmen (dunkle Grauwerte) Wirbeln sowie frontähnliche Strukturen sind zu erkennen. Die ausgedehnten dunklen Zonen gehören zu Wassermassen, die sich bis in die Mündungsgebiete der Flüsse Weichsel und Memel zurückverfolgen lassen. An deren seewärtigen Grenze entstehen Mäander und Wirbel. Die kleinsten Wirbel haben eine Skala von ca. 5 km. Mit dem Großbuchstaben A ist eine zyklonale Struktur gekennzeichnet, die einen Durchmesser von ca. 20 km aufweist und



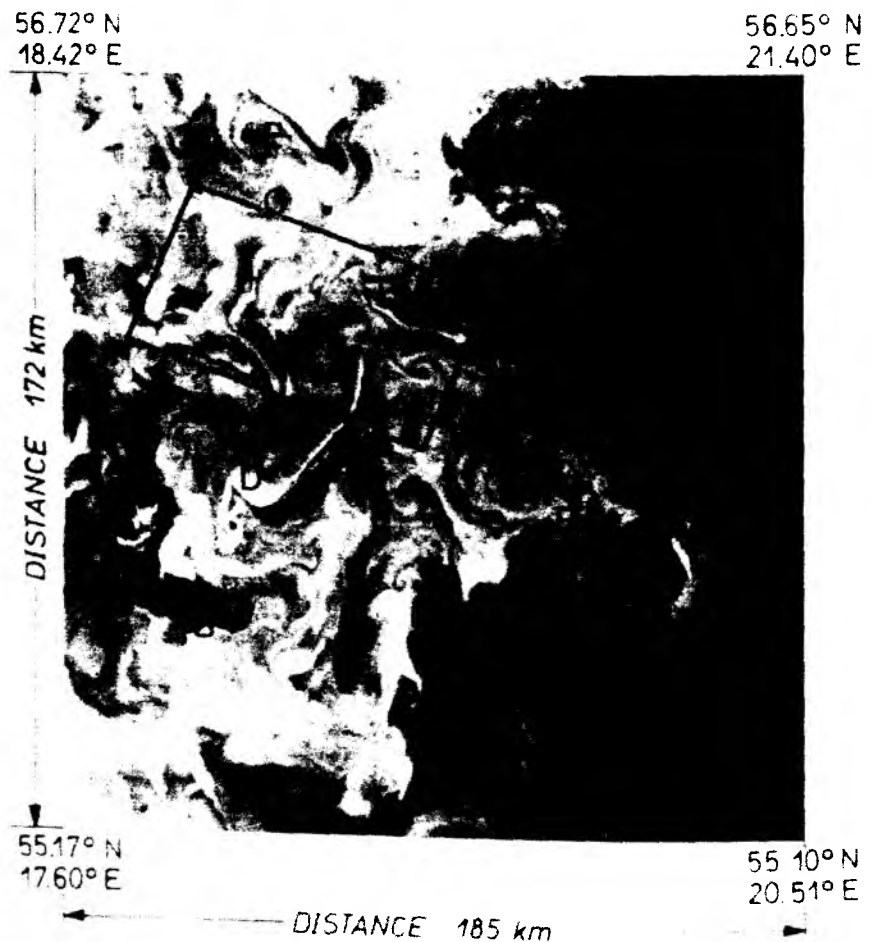
**Abb. 10:** NOAA-9 Strahlungstemperaturverteilung vom 07.05.1986 im Gebiet der zentralen Ostsee. Auflösung 1 km. Schwarze Farbtöne repräsentieren Land, weiße Wolken, blaue (3-5°C) und gelbe (6-12°C) Farben decken die unterschiedlichen Temperaturen der Meeresoberfläche ab. Helle blau und gelbe Farbtöne deuten die Wassermassen an, die dem direkten Einfluß des Süßwassereintages der Flüsse Memel und Weichsel unterliegen.

im Kern eine Ansammlung von wärmeren Wasser zeigt. Dieser zyklonale Wirbel ist ebenfalls in den hydrographischen Daten, die während des Baltic Sea Patchiness Experiment 1986 gewonnen wurden, sichtbar (Abb. 12). Die Karte der dynamischen Topographie weist an der Position A (vergleiche Abb. 11, schwarzes Rechteck) ein dynamisches Tief auf. In dem

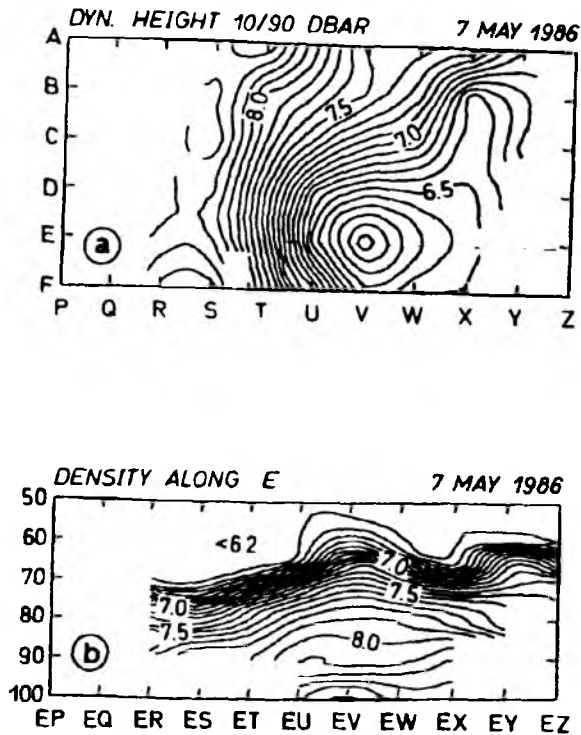


zugehörigen Vertikalschnitt der Dichte ist die Auslenkung der Isodensen bis in Tiefen von 90 m erkennbar. Das dynamische Zentrum des Wirbels scheint sich offenbar in bzw. unterhalb der halinen Sprungschicht zu befinden. Interessant ist, daß der Wirbel zudem ein deutliches Signal an der Oberfläche aufweist.

Anhand dieser Aufnahme (Abb. 11) läßt sich der Nutzen von infraroten Satellitendaten demonstrieren. Im Satellitenbild lassen sich einzelne Wasserkörper aufgrund ihrer unterschiedlichen Temperatur deutlich unterscheiden. Mit der genauen Position einer gleichzeitig genommen hydrographischen Messung kann eine Zuordnung zu den einzelnen Wasserkörpern vorgenommen werden. Dies ist für die spätere Analyse von größter Wichtigkeit.



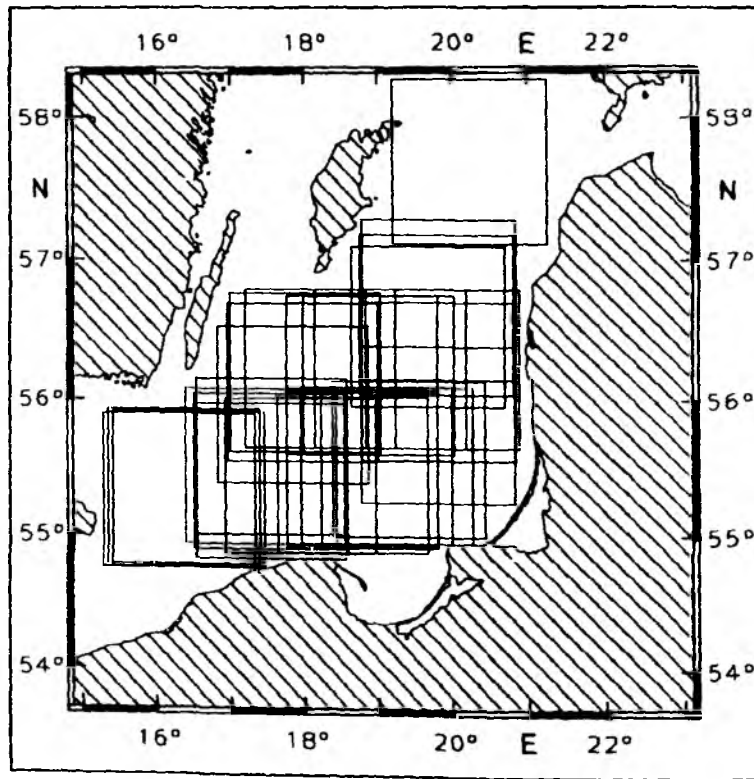
**Abb. 11:** Landsat 5, Thematic Mapper Grauwertdarstellung der Strahlungstemperatur im südlichen Bereich des östlichen Gotlandbeckens. Auflösung 120 m. Zur geographischen Orientierung siehe Abb. 2. Helle Grautöne repräsentieren kalte Wassermassen, dunkle warme.



**Abb. 12:** (a) Karte der dynamischen Topographie (10 dbar relativ zu 90 dbar) im Pex-Untersuchungsgebiet. (b) Vertikalschnitt der Dichteverteilung entlang der gestrichelten Linie.

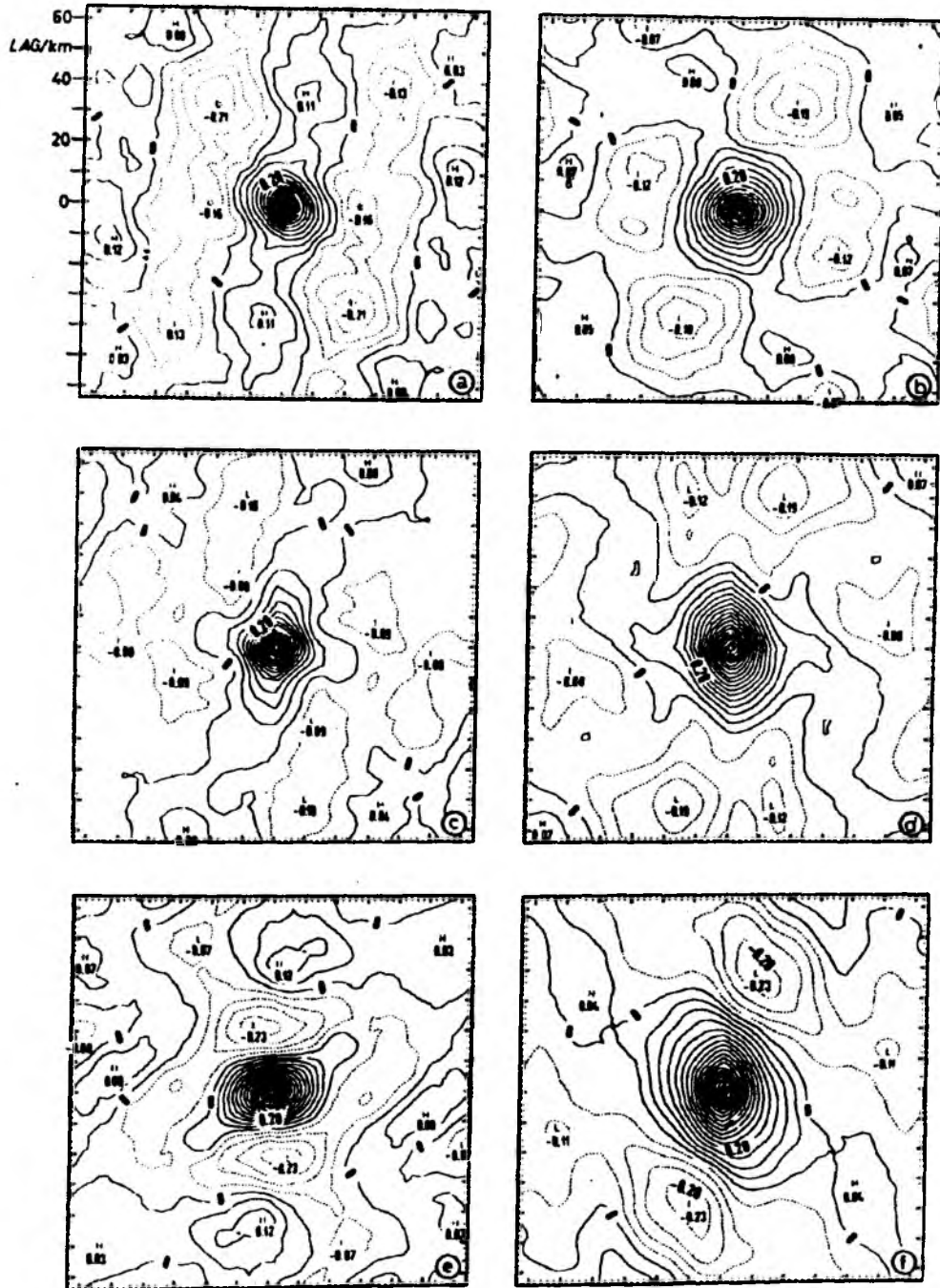
### Statistik der Temperaturstrukturen

In unterschiedlichen Regionen der zentralen Ostsee (Abb. 13) wurde jeweils über eine Fläche von 128x128 km<sup>2</sup> die zweidimensionale Autokorrelationsfunktion (Abb. 14) und das zweidimensionale isotrope Temperaturvarianzspektrum (Abb. 15) berechnet. Der erste Nulldurchgang der Autokorrelationsfunktion liegt im Bereich von 15-35 km, wobei maximale Werte in den östlichen und südöstlichen Gebieten der zentralen Ostsee zu finden sind, minimale Werte ergeben sich für das Bornholmbecken. Die isotropen Anteile der entsprechenden zweidimensionalen Temperaturvarianzspektren zeigen erhöhte Varianzdichten auf einer Längenskala von 25-65 km. Unter der Annahme, daß die Ursache der Entstehung mesoskaliger Wirbelfelder durch den Prozeß der baroklinen Instabilität gegeben ist, sollten nach der Theorie der quasi-geostrophischen Turbulenz (CHARNEY 1971), das



**Abb. 13:** Geographische Position der Datenboxen, die zur statistischen Analyse verwendet wurden.

Energiedichtespektrum und das Temperaturvarianzspektrum einen spektralen Abfall proportional  $k^{-3}$  aufweisen. Die hier berechneten Spektren zeigen im Wellenlängenbereich von 5-25 km ein derartiges spektrales Verhalten, so daß angenommen werden kann, daß ein Teil der mesoskaligen Variabilität des Temperatursignals auf barokline Anregung zurückzuführen ist. Mesoskalige Temperaturstrukturen an der Oberfläche der zentralen Ostsee können aufgrund der statistischen Analyse auf einen Bereich von 5-65 km definiert werden. Die der statistischen Analyse zugrundeliegenden Daten decken nur einen relativ kurzen Zeitbereich ab. Es ist zu erwarten, daß für andere Jahreszeiten eine Verschiebung der Mesoskala zu kürzeren bzw. längeren Wellenlängen auftritt.



**Abb. 14:** Zweidimensionale Autokorrelationsfunktion für unterschiedliche Gebiete in der zentralen Ostsee, (a) Westen, (b) Norden, (c) Zentrum, (d) Osten, (e) Südwesten und (f) Südosten. Isolinienabstand 0.5.

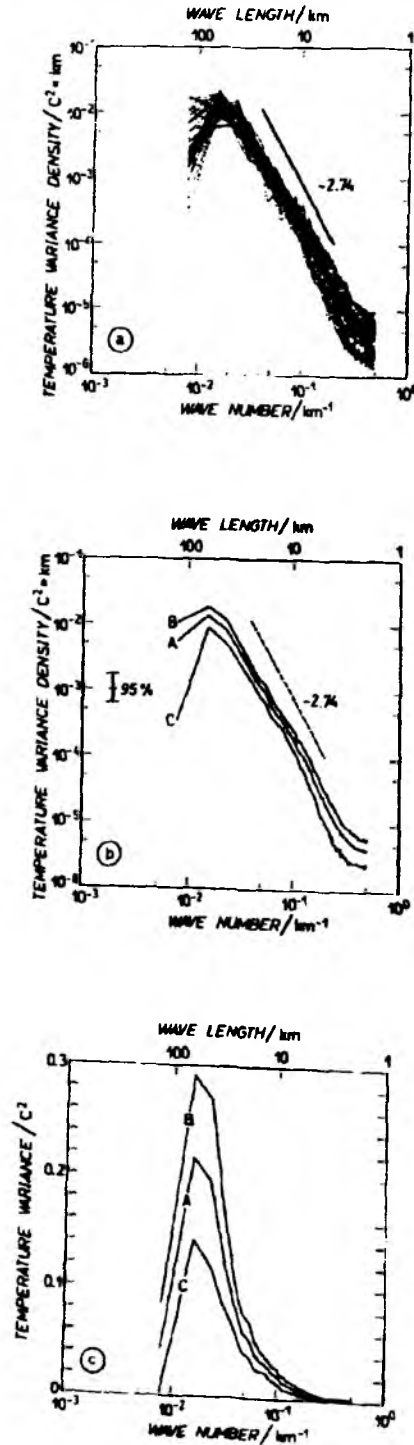


Abb. 15: Normalisierte isotrope Temperaturvarianzspektren: (a) 30 isotrope Temperaturvarianzspektren aus unterschiedlichen Gebieten der zentralen Ostsee an unterschiedlichen Tagen, (b) mittleres isotropes Temperaturvarianzspektrum (A) mit zugehörigen Standardabweichungen (B), (c) temperaturvarianzerhaltende Darstellung.

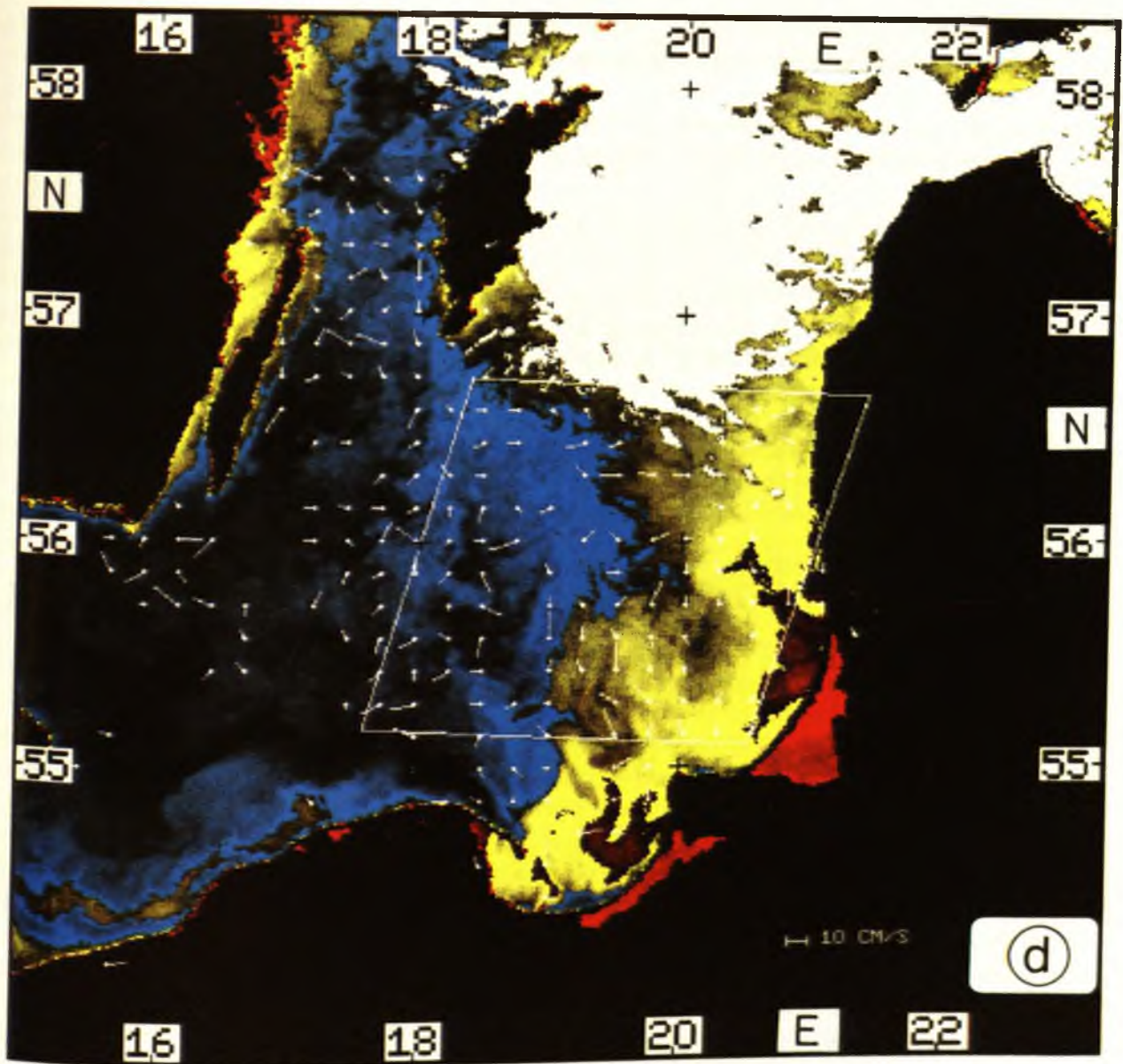


Abb. 16: NOAA-9 Strahlungstemperaturverteilung am 07.05.1986. Das zweidimensionale Stromfeld, das aus der Kreuzkorrelationsmethode berechnet wurde, ist überlagert (weiße Vektoren). Die weißen Kreuze kennzeichnen den Punkt, von dem aus die Vektoren gezeichnet wurden. Die weiße Box zeigt die geographische Lage der Thematic Mapper Szene (s. Abb. 2 und 4)

## Literatur

- Charney, W. G., 1971: Geostrophic turbulence. *J. Atmos. Science*, **28**, 1087-1095.
- Cooperative Research Report 163, Baltic Sea Patchiness Experiment PEX-86, 1989: International Council for the Exploration of the Sea, Denmark.
- Horstmann, U., 1975: Eutrophication and mass production of bluegreen algae in the Baltic. *Merentutkimusleit. Julk. Havsforskningsinst Skr No.* **239**, 83-90.
- Horstmann, U., 1987: Remote sensing of sea surface temperature and water colour anomalies in the southern Baltic Sea. *Bull. Sea. Fish. Inst.* **17** (5-6), 11-17.
- Horstmann, U., 1988: Satellite remote sensing for estimating coastal offshore transports. In: B.O. Jansson (Ed.), *Coastal Offshore Ecosystem Interactions. Lecture Notes on coastal and Estuarine Studies* 22, 50-60, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg
- Lauritzen, L., G.J. Nelson, F.W. Porto, 1979: Data extraction and calibration of TIROS-N/NOAA radiometers. *NOAA Technical Memorandum NESS* **107**, U.S. Department of Commerce, Washington D.C., U.S.A.
- Viehoff, T., 1987: Bestimmung mesoskaliger Variabilitäten der Oberflächentemperatur und der Attenuation im Nordatlantik aus Satellitenmessungen. *Ber. Inst. f. Meeresk.*, Kiel, Nr. **162**.

## **Numerische Modellierung der Ostsee**

von

Andreas Lehmann

### **Zusammenfassung**

Mit der enormen Entwicklung in der EDV ist es möglich geworden, hochauflösende barokline Modelle zu entwickeln und zu betreiben. Es wird ein dreidimensionales baroklines Modell der Ostsee vorgestellt. Das Modell dient als Hilfsmittel bei der Interpretation hydrographischer Meßreihen. Mit realistischen Anfangsfeldern und Antriebsfunktionen können hydrographische Situationen simuliert werden. Die Verifikation der Modellergebnisse mit gemessenen Daten zeigt gute Übereinstimmung. In Gebieten, die starke Fluktuationen in den hydrographischen Parametern aufweisen, ist die Analyse und Interpretation der Meßreihen erschwert. Es wird gezeigt, daß eine monatliche hydrographische Messung im Bereich der Beltsee nur die momentane Verteilung der hydrographischen Parameter wiedergeben kann und aufgrund der hohen Variabilität nicht auf den gesamten Monat übertragbar ist. Der Einsatz von numerischen Modellen kann eine Einordnung der Meßreihe in das hydrographische Umfeld erleichtern.

### **Einleitung**

Die Strategie eines Monitoringprogrammes ist es, über einen langen Zeitraum, an festen geographischen Positionen hydrographische Messungen zu wiederholen, um die langperiodische Variabilität der hydrographischen Parameter zu bestimmen. In Gebieten, die eine hohe Variabilität der hydrologischen, chemischen und biologischen Parameter aufweisen, ist jedoch die Analyse und Interpretation der Meßreihen von vornherein erschwert. Die westliche Ostsee mit ihren schmalen und flachen Zugängen zur Nordsee ist diesen Gebieten zuzurechnen.

Zusätzliche Informationen, sei es durch infrarote Daten, die vom Satelliten aus aufgenommen werden oder durch hochauflösende numerische Modelle können hier als wirksame Hilfsmittel eingesetzt werden.



Im Rahmen des Biologischen Monitorings wurde deshalb ein instationäres dreidimensionales baroklines Modell der Ostsee entwickelt. Das Modell erlaubt es, die Zirkulation, die mesoskalige Variabilität sowie den Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee zu untersuchen. Von besonderem Interesse ist die realistische Simulation der dreidimensionalen Verteilung von Temperatur und Salzgehalt. Der Einstrom von salzreichem und meist sauerstoffreichem Wasser aus der Nordsee (Kattegat) ist für das marine Leben in den tiefen Schichten der Ostsee essentiell. Eine wichtige Aufgabe der baroklinen Modellierung der Ostsee liegt deshalb darin, die Ausbreitung von eingeströmten salzreichen Wassermassen zu untersuchen.

Ziel der numerischen Rechnungen ist es, ein annähernd realistisches Modell der Ostsee zu erstellen, um die Modellergebnisse als Hilfsmittel bei der Analyse und Interpretation von hydrographischen Meßreihen einzusetzen. Exemplarisch werden hierzu aus dem Modell an den Monitoringstationen entsprechende Daten gelesen und anschließend mit dem umliegenden hydrographischen Feld in Beziehung gesetzt. Um die Modellkonzeption zu verstehen, wird zunächst kurz auf die hydrographischen Besonderheiten der Ostsee eingegangen.

### **Anforderungen an ein Ostseemodell**

Die Ostsee stellt aufgrund ihrer geographischen Form und Ausdehnung sowie ihrer Topographie und der Schichtungsverhältnisse ein besonderes Problem für die numerische Modellierung dar. So wird die Erneuerung des Tiefenwassers entscheidend durch zwei regionale Besonderheiten bestimmt. Der Wasserhaushalt der Ostsee ist gekennzeichnet durch ein Überwiegen der Süßwasserzufuhr aus Niederschlag und Flußwasser gegenüber dem Süßwasserverlust durch Verdunstung. Dieser Süßwasserüberschuß wird kompensiert durch ein Ein- und Ausstromsystem in den Ostsee-eingängen. Die Kombination von einem mehr oder minder beständigem Einstrom von salzreichem Wasser aus der Nordsee und einem Ausstrom des brackigen Wassers der Ostsee an der Oberfläche führt zu einer permanenten Salzgehaltsschichtung mit einer ausgeprägten halinen Sprungschicht in Tiefen zwischen 20-70 m. Die während der kalten Jahreszeit durch Abkühlung an der Oberfläche einsetzende Vertikalkonvektion ist nicht in der Lage, diese Sprungschicht zu durchdringen und so eine

Belüftung des Tiefenwassers zu erreichen. Sauerstoffzehrende Prozesse, hervorgerufen durch den bakteriellen Abbau abgesunkener organischer Substanzen, führen in der Tiefe zur Bildung von toxischem Schwefelwasserstoff. Die Erneuerung des Tiefenwassers kann aufgrund der Schichtungsverhältnisse nur durch seitliche Advektion erfolgen.

Der Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee wird nachhaltig durch die engen und flachen Kanäle der Beltsee und des Sundes beeinflusst. Die signifikanten Schwellentiefen sind die Drogenschwelle (7 m) im Südausgang des Sundes, die Samsöschwelle (26 m) am Nordeingang des Großen Belt und die Darßerschwelle (18 m) am ostwärtigen Ende des Fehmarnbelt. Im Osten schließen einzelne Becken an, die wiederum durch entsprechende Satteltiefen getrennt sind. Von der Arkonasee gelangt das Tiefenwasser über das Bornholmgat (45 m) in die Bornholmsee (100 m). Durch die Stolperrinne ist ein Vordringen in die östliche Gotlandsee (Gotlandtief 249 m) möglich. Die Ausbreitung des salzreichen Tiefenwassers findet hier ein Ende. Im Norden trennt die Ålandschwelle die Bottensee und den Bottniewiek vom Gotlandbecken, im Osten schließt der flach ansteigende Finnische Meerbusen an. Die westliche Gotlandsee wird durch die Mittelbank vom Bornholmbecken abgegrenzt.

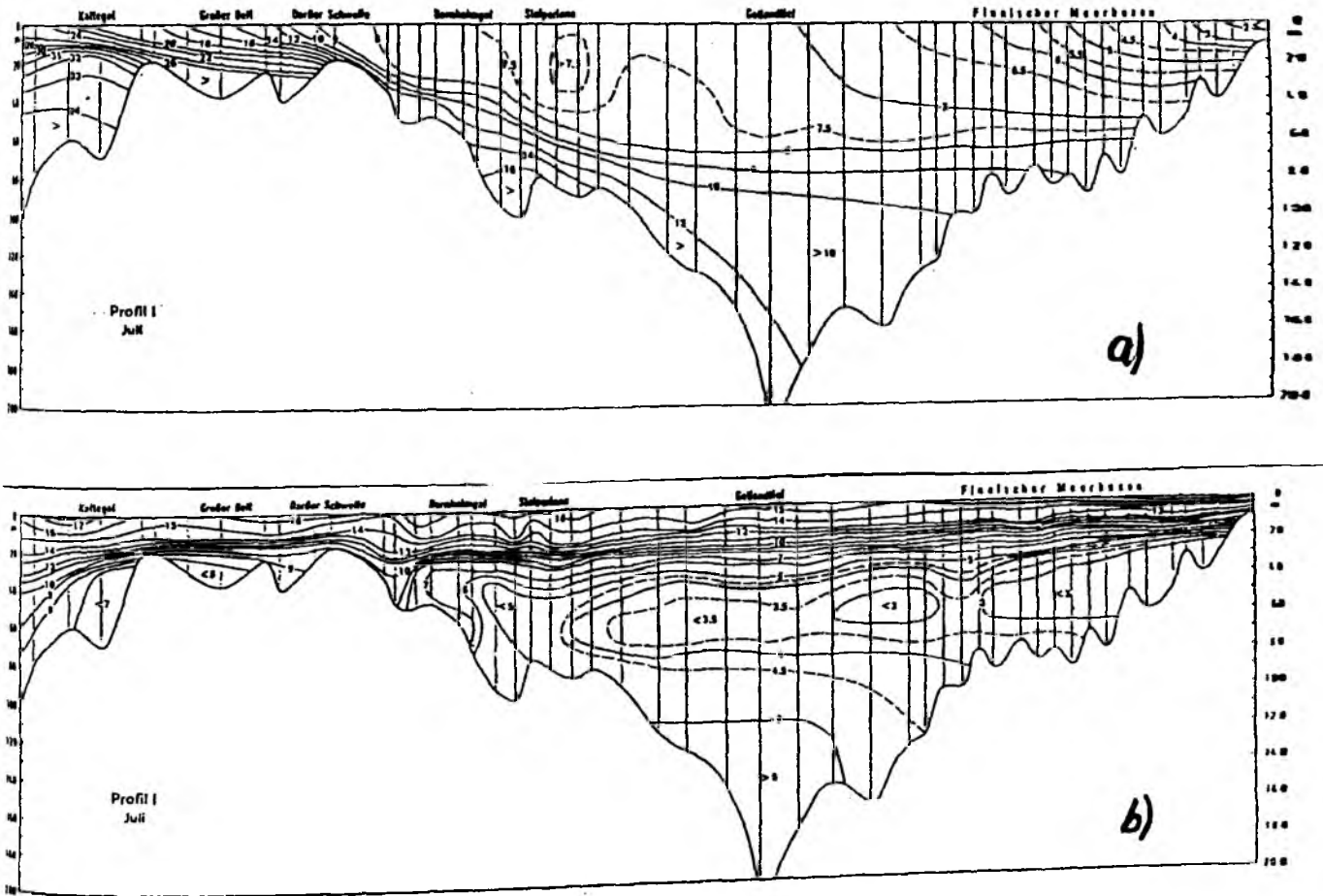
Diese Form der Bodengestalt muß den Einstrom von salz- und sauerstoffreichem Wasser aus dem Kattegat, das wegen seiner hohen Dichte dem Ostseeboden folgt, beeinflussen. Die flachen Schwellen hindern das schwerste Wasser daran, in das nächste Becken einzuströmen und dort das Tiefenwasser zu verdrängen. Erst nach dem Auffüllen des jeweiligen Beckens bis zur Satteltiefe kann das schwere Wasser in das nächste Becken einströmen. Der Zustrom von salzreichem Kattegatwasser wird überwiegend durch die Windverhältnisse über dem Skagerrak, dem Kattegat und der westlichen Ostsee bestimmt.

Die hydrographischen Verhältnisse im Seegebiet Kattegat, Beltsee und Sund sind durch ihre geographische Lage als Verbindungsstück zwischen Ostsee und Skagerrak geprägt. Gleichsam, wie in einem Verbindungskanal zwischen zwei wassergefüllten Behältern, entstehen durch geringe Niveauunterschiede der Wasserspiegel starke anhaltende Ausgleichsströmungen. Die Eigenart, daß nämlich Kattegat, Sund und Beltsee das Ostende des Skagerrak mit dem Westende der Ostsee verbinden, fördert Niveaudifferenzen infolge von Windstau besonders stark. Der gleiche Wind, der im Kattegat eine Stauwirkung hervorruft, erzeugt in der Arkonasee den entgegengesetzten Effekt (DIETRICH 1951). Die entsprechenden Gefällströme führen zu starken Salzgehaltsschwankungen in diesem

Übergangsgebiet. Die Beltseefront, die den Grenzbereich zwischen Ostseewasser und Kattegatwasser darstellt, wandert unter diesen Bedingungen in der Beltsee hin und her. Unter der Auswirkung stürmischer Westwinde kann sie bis zur Darßerschwelle zurückweichen, bei langanhaltenden Ostwinden dagegen bis in das südliche Kattegat vordringen. Stromgeschwindigkeiten von 1-2 m/s sind in der Beltsee, dem Sund und im Fehmarnbelt keine Seltenheit (DIETRICH 1951, WYRTKI 1954). Weiter im Norden bildet sich durch das Zusammentreffen von Kattegatwasser und Nordseewasser die Skagerrakfront (KÄNDLER, 1951).

In der Abb. 1 ist die mittlere vertikale Verteilung des Salzgehaltes und der Temperatur in einem Schnitt durch die Ostsee für den Monat Juli dargestellt. In den tiefen Zonen des Kattegat ist Nordseewasser ( $> 30 \text{ ‰}$ ) zu erkennen. Darüber schichtet sich Kattegatwasser ( $30 \text{ ‰} > S > 20 \text{ ‰}$ ), das am Boden bis an die Darßerschwelle vorgedrungen ist. Generell kann nur Wasser mit einem Salzgehalt  $< 20 \text{ ‰}$  die Darßerschwelle in Richtung Ostsee überströmen. Das Ostseewasser ( $< 20 \text{ ‰}$ ) hat sich keilförmig über das Kattegatwasser geschoben. Im Inneren der Ostsee bestimmen die schräg nach unten verlaufenden 8-10 ‰ Isohalinen die Tiefenlage der permanenten Salzgehaltssprungschicht. Zum Finnischen Meerbusen findet eine allmähliche Aussüßung des Oberflächenwassers statt. Diese generelle Struktur gilt für das gesamte Jahr, wobei die Abweichungen nur in den Extremwerten der Salzgehalte liegen. Unter extremen Wettersituationen kann jedoch die vertikale Schichtung im Bereich des Kattegat und der Beltsee durch turbulente Vermischung vollständig zerstört werden und ein größerer Einbruch salzreichen Wassers in die Ostsee stattfinden. Diese sogenannten Salzeinbrüche (z. B. KÄNDLER 1951, WYRTKI 1954) können bei genügender Masse das Bodenwasser im Bornholmbecken und sogar im Gotlandbecken erneuern.

In der entsprechenden mittleren vertikalen Temperaturverteilung für den Monat Juli (Abb. 1b) erkennt man die sommerliche nahezu homogene Deckschicht mit einer darunter liegenden thermischen Sprungschicht (20-25 m), die das in den Wintermonaten gebildete Winterwasser (3-5 °C) von der Deckschicht trennt. Die thermische Deckschicht bildet sich mit Beginn der Frühjahrserwärmung, ist in den Sommermonaten voll ausgeprägt und wird zum Ende des Jahres durch die einsetzenden Herbststürme und der allmählich fortschreitenden Abkühlung erodiert. Die vertikale Diskretisierung muß diesen Umständen Rechnung tragen, d.h. zum einen müssen die thermische und die haline Sprungschicht durch die Gitterdistanz gut aufgelöst werden, zum anderen sind die signifikanten Schwellentiefen in der Modelltopographie zu



**Abb. 1:** (a) Mittlere vertikale Verteilung des Salzgehaltes in der Ostsee im Juli, Bock (1971),  
 (b) mittlere vertikale Verteilung der Temperatur in der Ostsee im Juli, Lenz (1971).

berücksichtigen. Die Schichtungsverhältnisse in der Ostsee sind im wesentlichen durch Advektion und durch turbulente Vermischung bestimmt. Die im Modell zu formulierende vertikale Diffusion muß sich an Prozessen in der Deckschicht, wie der Bildung von Sprungschichten und deren Erosion, orientieren, d.h. über Sprungschichten hinweg bedarf es niedriger Vermischungsraten, in der turbulent durchmischten Deckschicht muß die Diffusion maximale Werte erreichen.

## Das Modell

Die schmalen Zugänge zur Nordsee und die angestrebte Untersuchung der mesoskaligen Dynamik erfordern eine hohe vertikale wie auch horizontale Auflösung. Die gewählte horizontale Maschenweite beträgt 5 km (Abb. 2). Sie liegt somit in der gleichen Größenordnung wie der mittlere barokline Rossby Radius (5-10 km) der Ostsee. Der Rossby Radius ist eine Maßzahl, die die horizontalen Skalen der mesoskaligen Dynamik definiert.

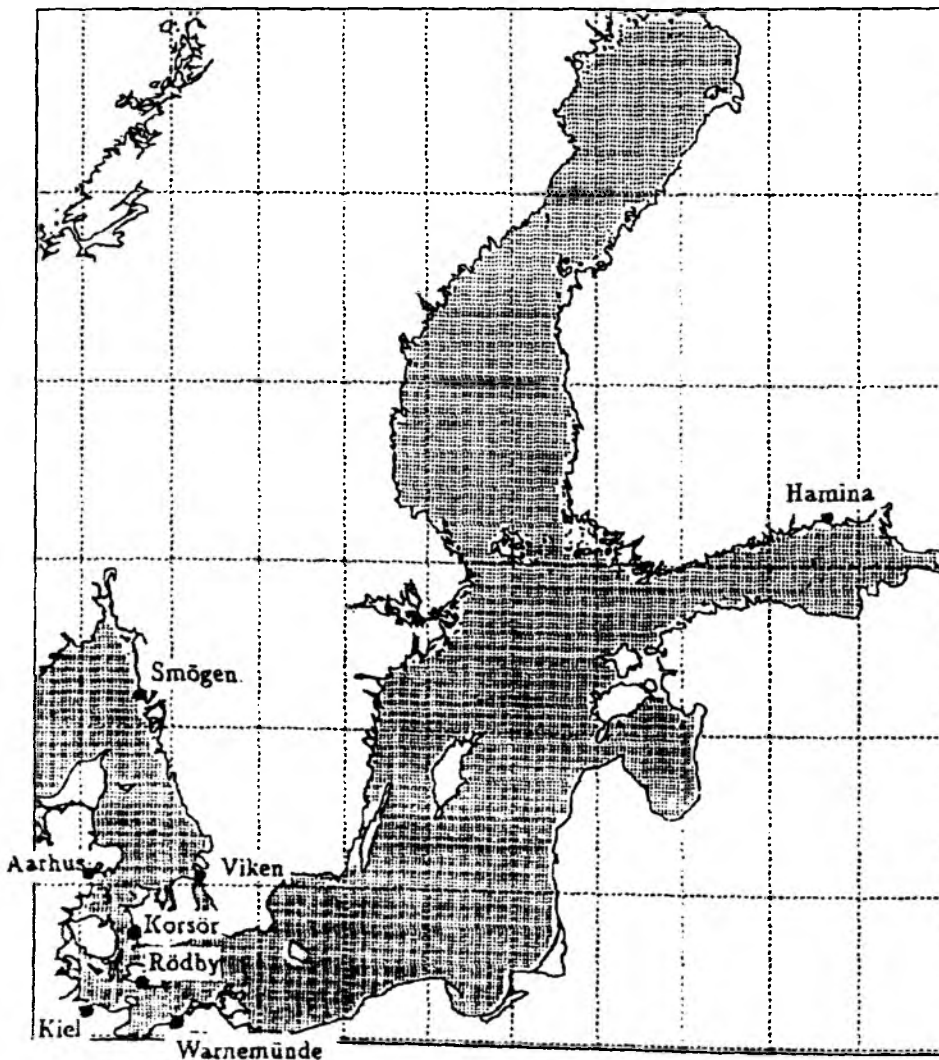


Abb. 2 : Modellgitter des Ostseemodells 5x5 km.

Topographisch läßt sich die Ostsee durch eine Folge von Becken, die durch flache und enge Kanäle miteinander verknüpft sind, beschreiben. Die Ausbreitung salzreicher Wassermassen wird entscheidend durch diese Beckenstruktur beeinflußt. Die vertikale Diskretisierung muß sich deshalb an den signifikanten Schwellentiefen der einzelnen Becken orientieren.

Eine annähernd realistische Simulation der Ostsee erfordert realistische Anfangsfelder und einen realistischen Antrieb. Das Modell wird aus einer mittleren dreidimensionalen Verteilung von Temperatur und Salzgehalt gestartet. Als Basis dienten Temperatur- und Salzgehaltsprofile, die aus Monatskarten der Ostsee (BOCK 1971, LENZ 1971) extrahiert wurden. Unter Hinzunahme hydrographischer Meßreihen für den Monat Oktober wurde über ein objektives Analyseverfahren (HILLER und KÄSE 1983) das dreidimensionale Anfangsfeld auf dem Modellgitter berechnet.

Da die Modellrechnungen die Zeitspanne eines Jahres überdecken, ist an der Meeresoberfläche ein thermohaliner Antrieb, der die jahreszeitlich bedingten Fluktuationen von Temperatur und Salz beinhaltet, zu formulieren. Aus Monatskarten der Temperatur und des Salzgehaltes der Ostsee wurde ebenfalls mittels objektiver Analyse eine entsprechende zweidimensionale Klimatologie konstruiert.

Der wesentliche Antrieb des Modells erfolgt über realistische Windfelder. Hierzu wurden aus Bodenluftdruckdaten, die vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach zur Verfügung gestellt wurden, quasi-geostrophische Windfelder berechnet. In der Abb. 3 ist ein derartiges quasi-geostrophisches Windfeld dargestellt. Die berechneten Daten zeigen hohe Korrelation zu gemessenen Winddaten (Abb. 4). Die Bodendruckdaten liegen halbtägig für das gesamte Jahr 1989 vor. Die Modellergebnisse repräsentieren deshalb das Antwortverhalten der Ostsee auf diesen speziellen Antrieb, so daß anhand von gleichzeitig gemessenen hydrographischen Parametern die Simulation verifiziert werden kann. Hierbei besteht keine Beschränkung auf das Jahr 1989. Dieser Zeitraum wurde aus rein technischen Gründen gewählt, da dem Institut für den gleichen Zeitraum verschiedene hydrographische Meßreihen vorliegen, die für die Verifikation des Modells notwendig sind. Eine genaue Beschreibung der Modellgleichungen sowie der antreibenden und dissipativen Kräften findet sich bei LEHMANN (1992).

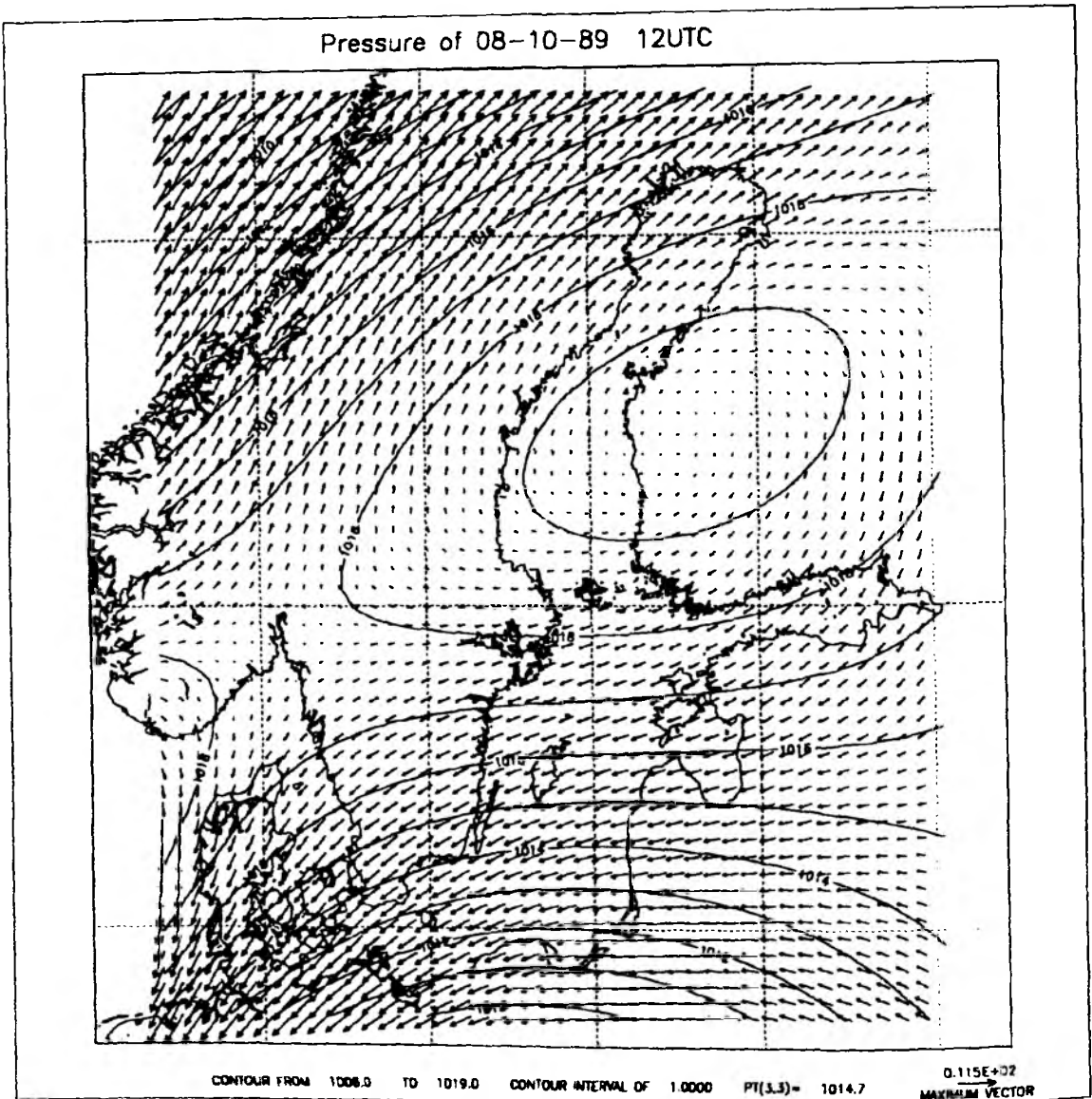
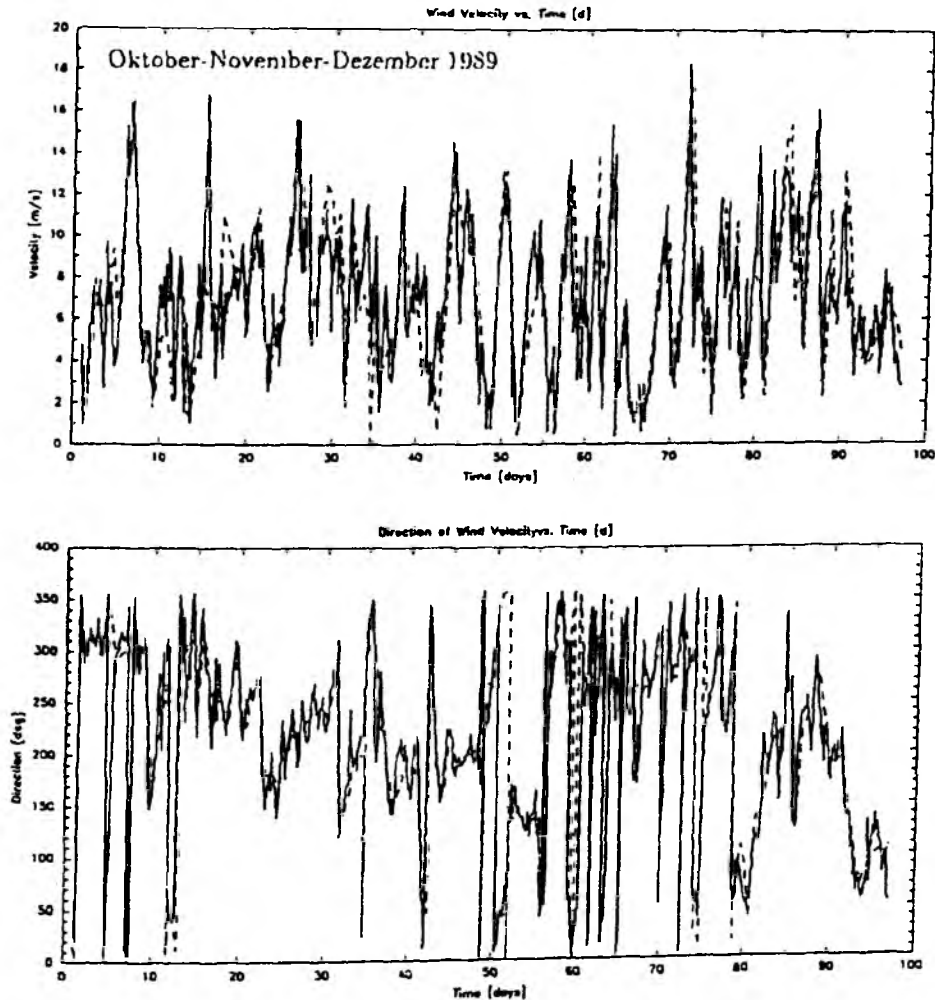


Abb. 3: Bodenluftdruckverteilung und quasi-geostrophisches Windfeld.

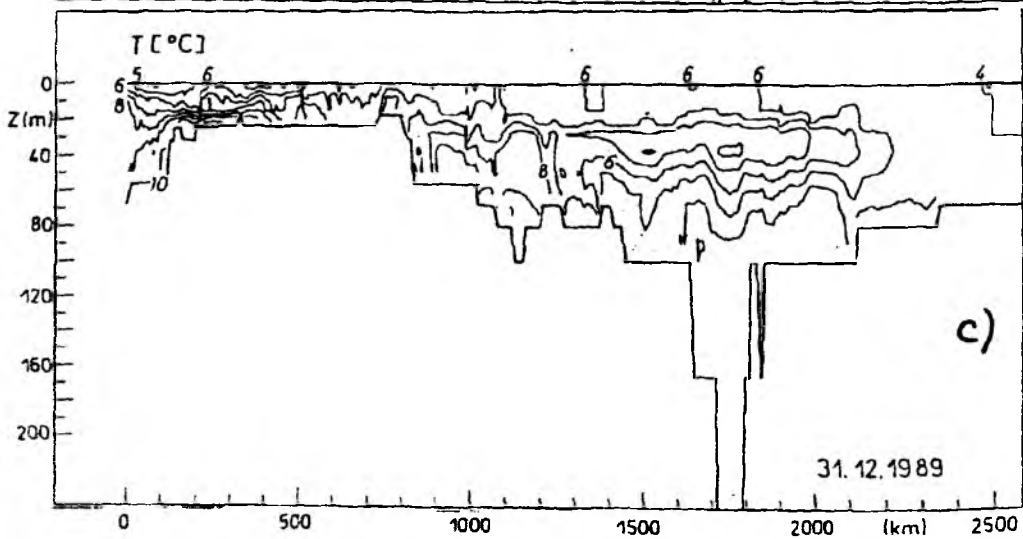
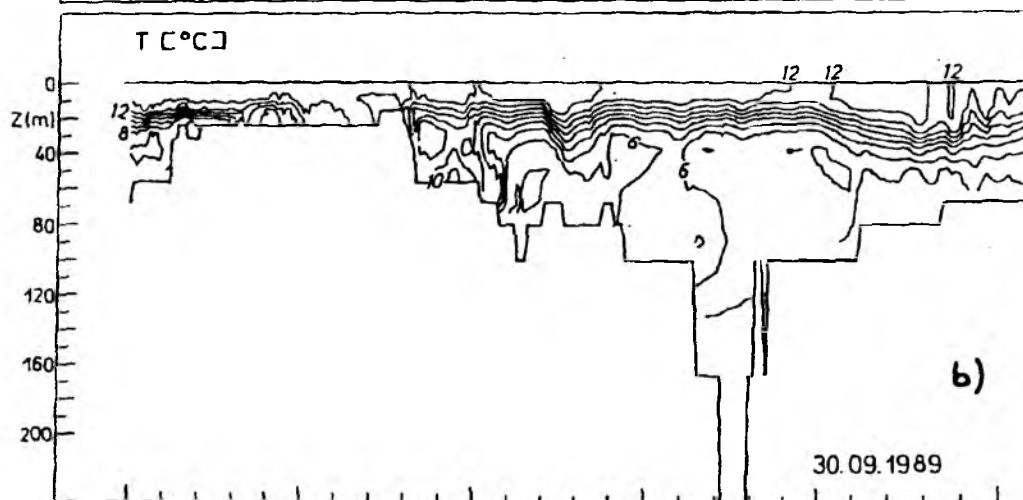
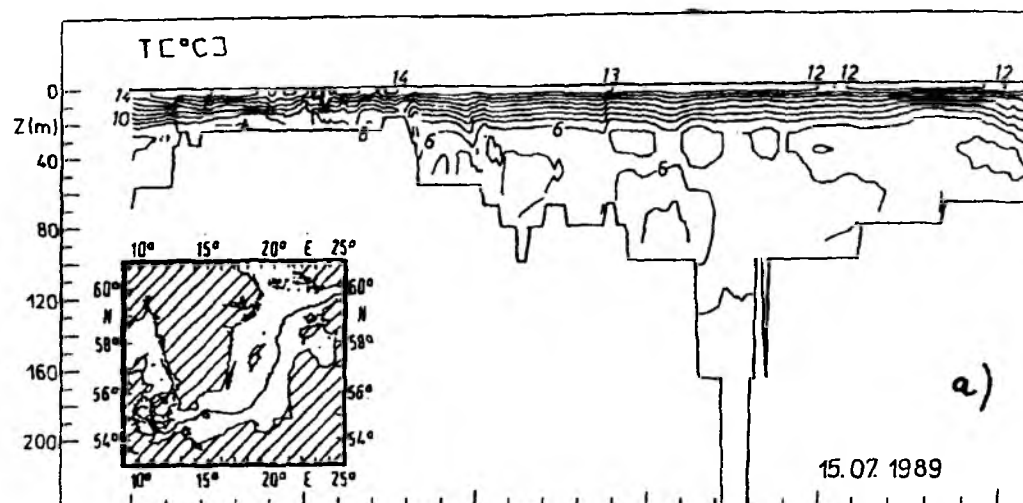


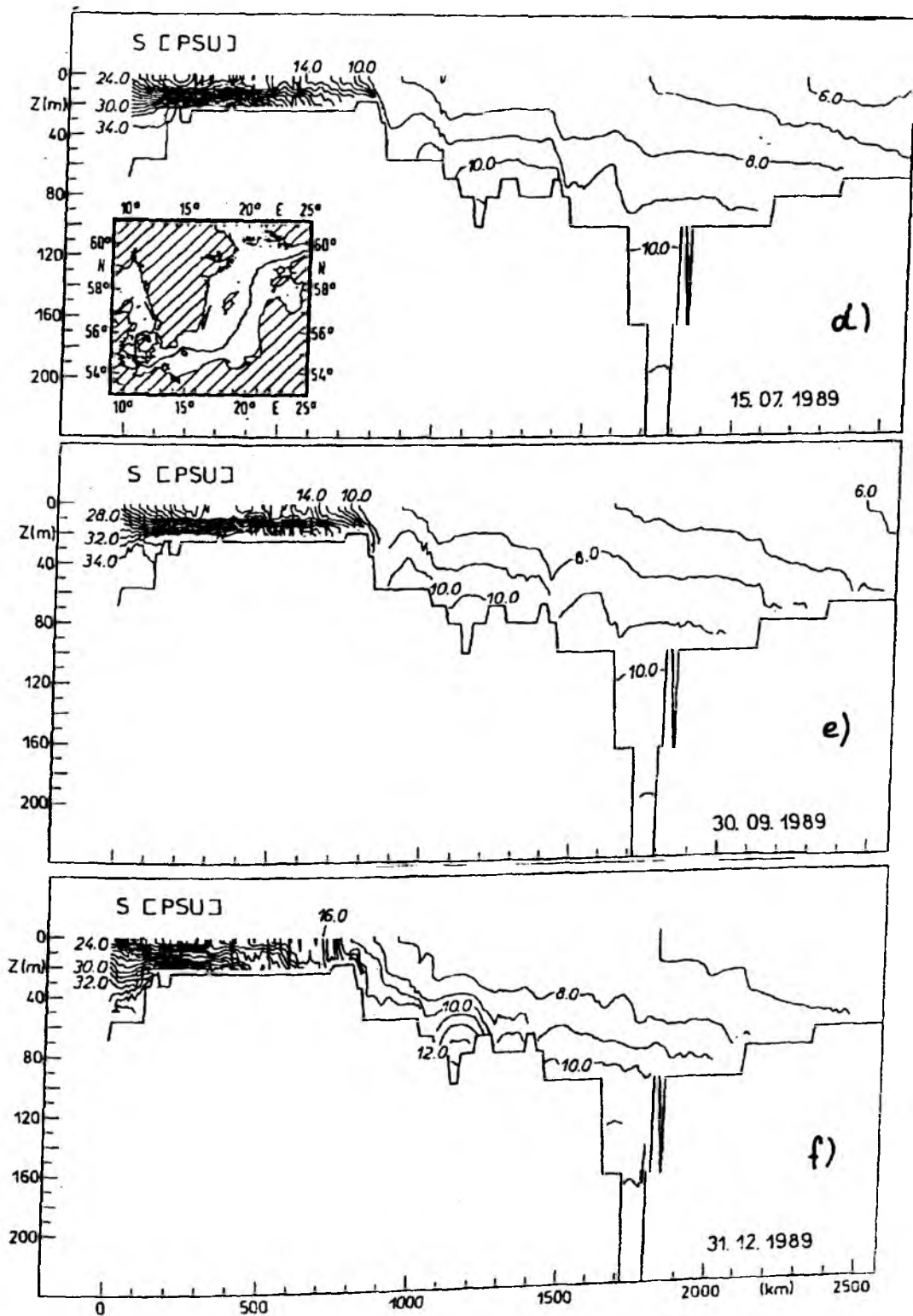
**Abb. 4:** Vergleich der Windgeschwindigkeiten ( $56^{\circ}19.9'N$ ;  $10^{\circ}58.1'E$ ) vom 01.10.-31.12.1989: gemessene Daten (durchgezogen), berechnete Windgeschwindigkeiten (gestrichelt).

## Modellergebnisse

Anhand der folgenden Betrachtungen soll die Güte des Modells demonstriert werden. Abb. 5 zeigt die simulierte vertikale Verteilung von Temperatur und Salzgehalt für unterschiedliche Jahreszeiten. Im Sommer erkennt man eine flache Temperaturdeckschicht (vergleiche Abb. 1), die sich zum Herbst vertieft und zu Beginn des Winters durch die einsetzenden kräftigen







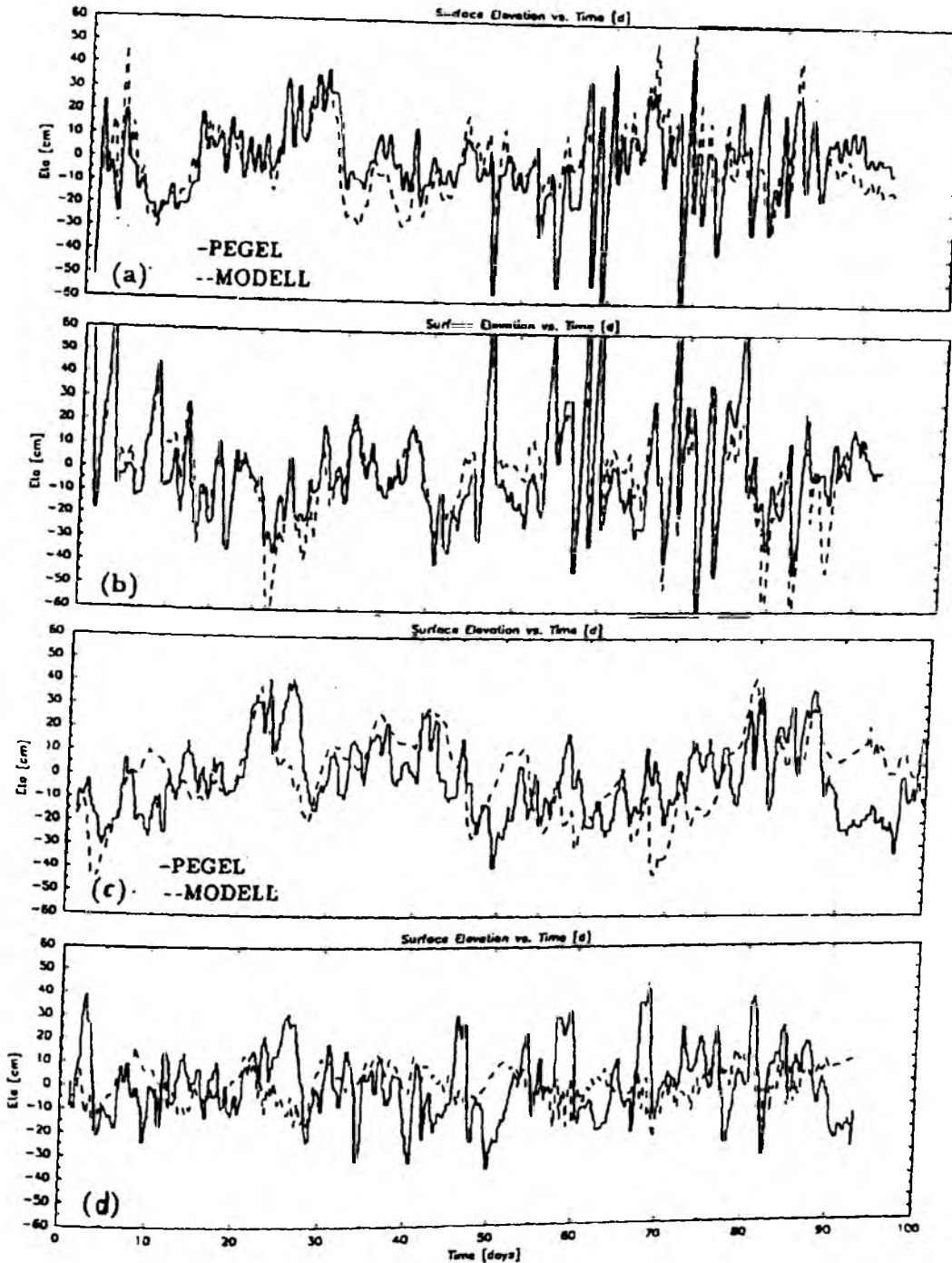
**Abb. 5:** Vertikale Temperatur- und Salzgehaltsverteilungen in einem Schnitt durch die Modelllostsee: (a)-(c) Temperatur, (d)-(f) Salzgehalt, Isolinenabstand  $1^{\circ}\text{C}$  bzw. 1 psu.

Winde und der allmählichen Abkühlung an der Oberfläche erodiert wird. Die Salzgehaltsverteilung zeigt nur kleine Änderungen. In der Beltsee erkennt man eine starke haline Schichtung. Diese wird durch den Ausstrom von brackigem Ostseewasser an der Oberfläche und einem kompensierenden Einstrom salzreichen Wassers aus dem Kattegat aufrechterhalten. Unter extremen Wettersituationen kann es zu einer vollständigen vertikalen Vermischung im Bereich der Beltsee kommen (Abb. 5f).

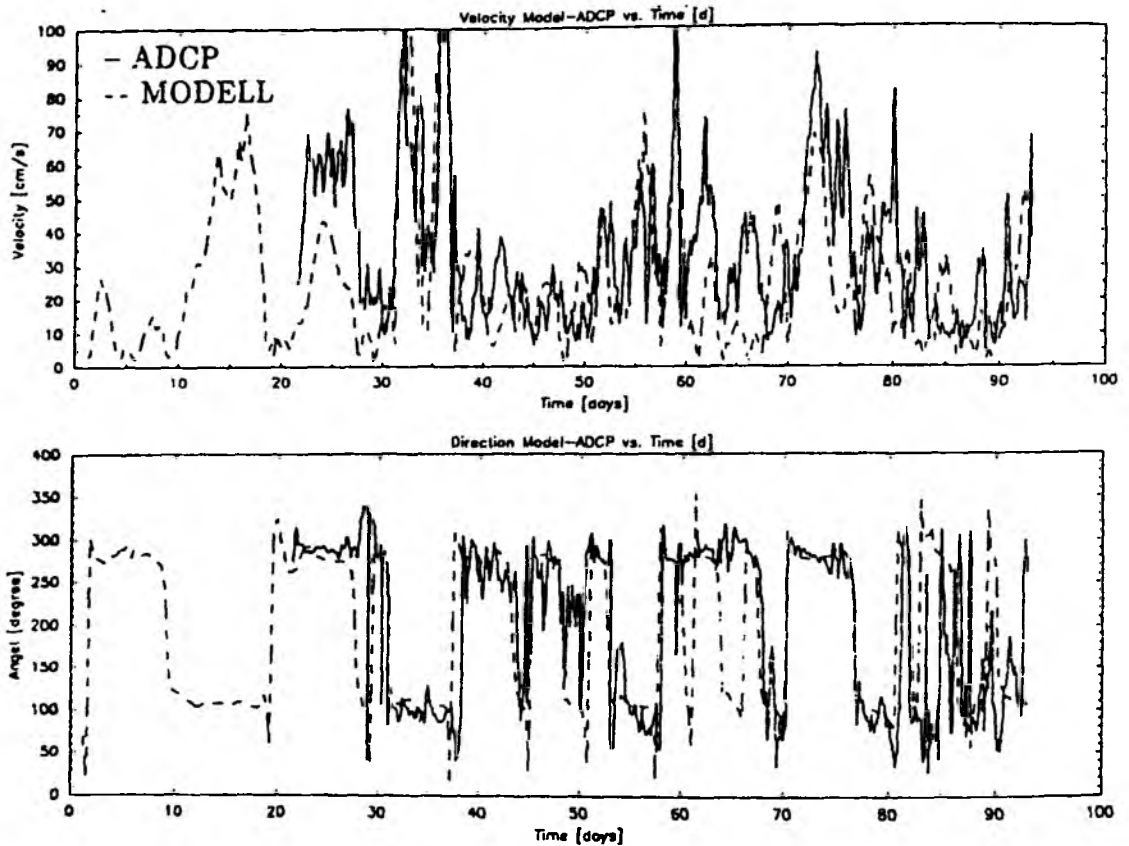
Ein Vergleich von gemessenen Wasserständen mit modellierten Oberflächenauslenkungen ist in der Abb. 6 gegeben. Man erkennt, daß die Wasserstände in der Ostsee zufriedenstellend simuliert werden, jedoch zeigt der Vergleich im Bereich des Kattegat und des Skagerraks nur ungenügende Übereinstimmung. Das Fehlverhalten des Modells in diesen Gebieten ist auf die westliche Randbedingung zurückzuführen. Am westlichen Rand des Modellgebietes schließt ein Ausgleichsbecken an, das zum einen ein Reservoir für Wassermassen mit den Eigenschaften der Nordsee darstellt und zum anderen Wasserstandsschwankungen infolge von Windstau und dem entgegengesetzten Effekt aufnimmt. Eine Verbesserung der Ergebnisse ist durch eine Neuformulierung der Randbedingung oder durch die Vorgabe von beobachteten Wasserständen im Randbereich zu erwarten.

Eine weitere Verifikation des Modells läßt sich anhand von Strommeßreihen durchführen. Im Jahre 1989 wurde vom Institut für Meereskunde ein ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) im Fehmarnbelt verankert. Dieses Meßgerät erlaubt es, das vertikale Stromprofil zeitkontinuierlich zu messen. In der Abb. 7 sind die simulierten Stromgeschwindigkeiten im Vergleich zu den gemessenen Daten dargestellt. Man erkennt, daß die Ein- bzw. Auströmereignisse gut simuliert werden, auch liegen die Amplituden der Modellströmungen im Bereich der Beobachtungen. Eine höhere Übereinstimmung zwischen Modell und Messung ist aufgrund von baroklinen sowie topographisch bedingten Effekten und den unterschiedlichen Meßwerten (Modell: Integralwert, ADCP: Punktmessung) nicht zu erwarten.

Wie sich das oben beschriebene Modell als Hilfsmittel bei der Interpretation von hydrographischen Meßreihen einsetzen läßt, soll durch das folgende Beispiel demonstriert werden.

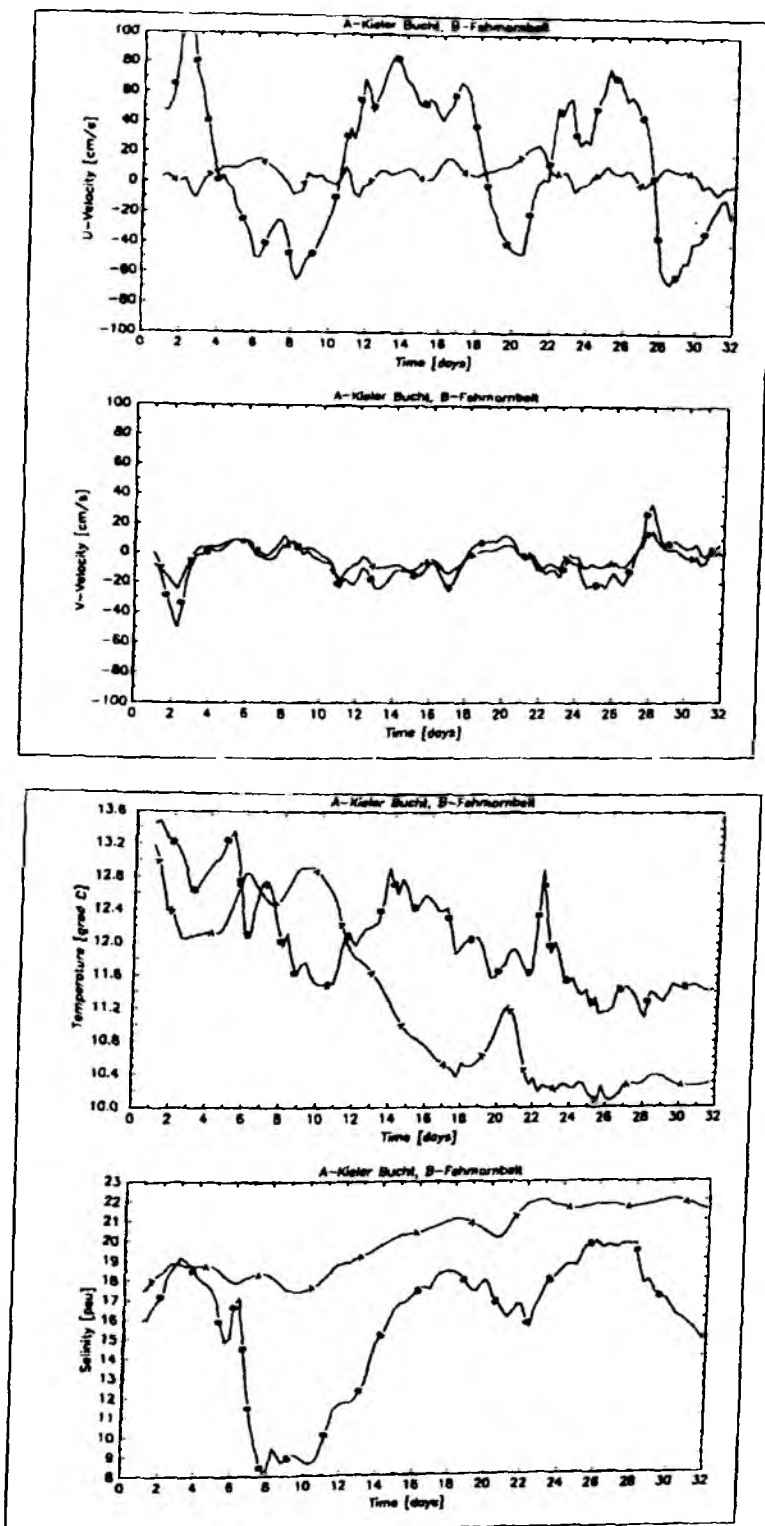


**Abb. 6:** Vergleich der Wasserstandsverteilungen in der Ostsee vom 1.10.-31.12.1989: (a) Hamina, (b) Warnemünde, (c) Smögen und (d) Viken, gemessene Daten (durchgezogen), berechnete Oberflächenauslenkungen (gestrichelt).

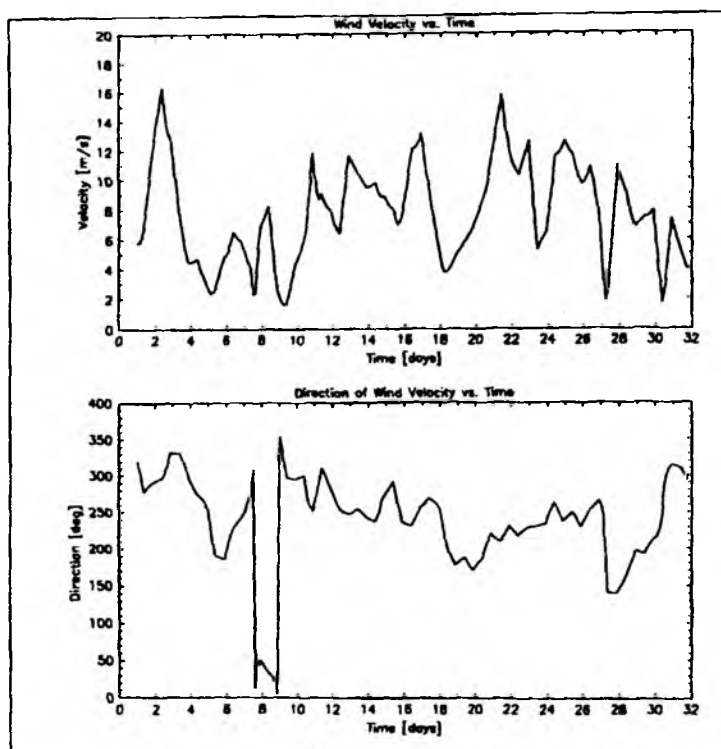


**Abb. 7:** Zeitreihe der Stromgeschwindigkeit im Fehmarnbelt (01.08-30.09.1989), ADCP (durchgezogen), Modell (gestrichelt).

Hierzu wurden aus dem Modell für den Oktober 1989 an den Monitoringstationen Kieler Bucht und Fehmarnbelt Temperatur, Salzgehalt sowie die horizontalen Strömungskomponenten gelesen (Abb. 8). Die Abtastrate beträgt 6 Stunden. Die hohe Abtastfrequenz ist notwendig, um die starken Fluktuationen in diesem Gebiet aufzuzeigen. In der Temperaturzeitreihe ist neben kurzperiodischen Fluktuationen eine allmähliche Abnahme der Temperatur zu erkennen. Diese Reduktion der Temperatur ist bedingt durch die im Herbst einsetzende Abkühlung. Der Salzgehalt weist in der Kieler Bucht einen leichten Anstieg auf. Im Fehmarnbelt sind dagegen starke Salzgehaltsschwankungen ( $> 10 \text{ ‰}$ ) zu erkennen. Die zugehörigen Oberflächenströmungen zeigen ebenfalls hohe Fluktuationen.



**Abb. 8:** Zeitreihen der Temperatur, Salzgehalt und horizontalen Strömungskomponenten an der Oberfläche, Fehmarnbelt, Oktober 1989.

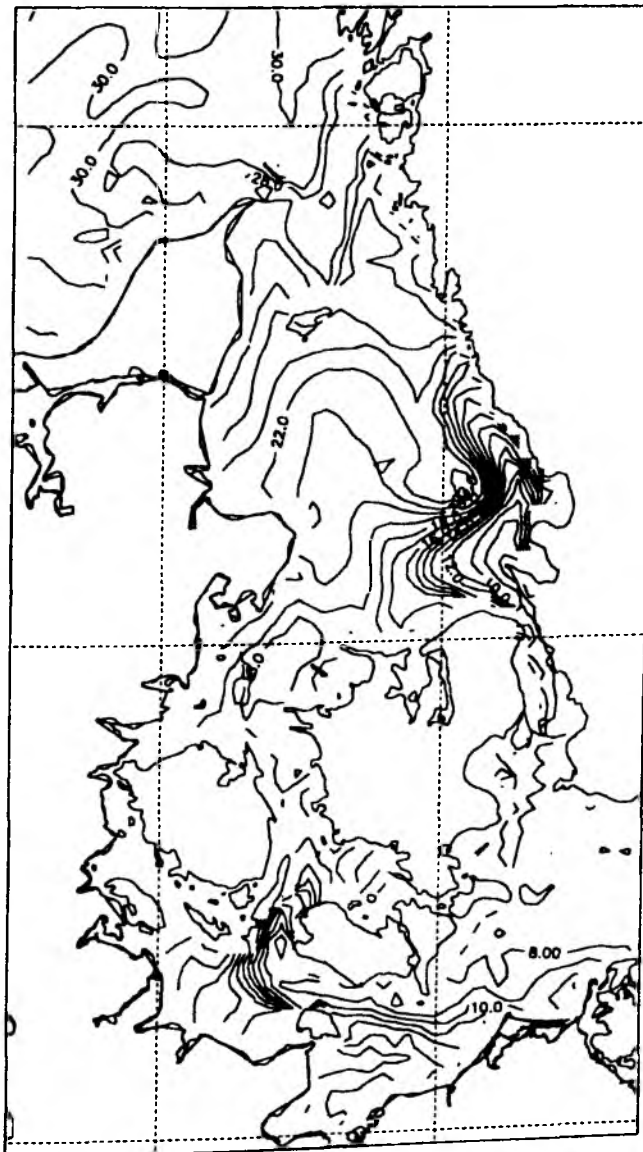


**Abb. 9:** Zeitreihe der Windgeschwindigkeit, Fehmarnbelt, Oktober 1989.

Eine Interpretation der Fluktuationen läßt sich anhand der meteorologischen Daten, die den wesentlichen Antrieb des Ostseemodells darstellen, geben (Abb. 9). Schwankungen im Windfeld lassen sich entsprechenden Stromänderungen, besonders im Bereich des Fehmarnbelt, zuordnen. Die Stromschwankungen zeigen hohe Korrelation mit den Salzgehaltsschwankungen. So läßt sich das Minimum im Salzgehalt in der Zeit vom 7.-12.10.1989 mit einer Hochdrucklage über Skandinavien in Beziehung setzen (Abb. 1 und 9). Die vorwiegend östlichen Winde über der Ostsee führen zu einem verstärkten Ausstrom von brackigem Ostseewasser in das südliche Kattegat (Abb. 10.). Der anormale niedrige Salzgehalt im Fehmarn Belt ist damit eindeutig auf diese Ausstromlage zurückzuführen. Zu beachten ist hier, daß mit dem Vordringen des brackigen Wassers ebenfalls eine Änderung der chemischen und biologischen Parametern zu erwarten ist.

Es bleibt zu bedenken, daß die dreidimensionalen Verteilungen von Temperatur und Salzgehalt nur annähernd mit den realen übereinstimmen können. Es gibt keinen aktuellen dreidimensionalen Datensatz der gesamten Ostsee. Die modellierten Strömungen müssen in Relation zur Auflösung und Modelltopographie gesehen werden. Relative Änderungen der hydrographischen Parameter sind für das Studium der relevanten physikalischen Prozesse in der Ostsee und der Interpretation von hydrographischen Meßreihen an festen Positionen ausreichend.

TIMESTEP : 2448 TTDAY : 8.5 I BY J SECTION K 1 VAR=SALT

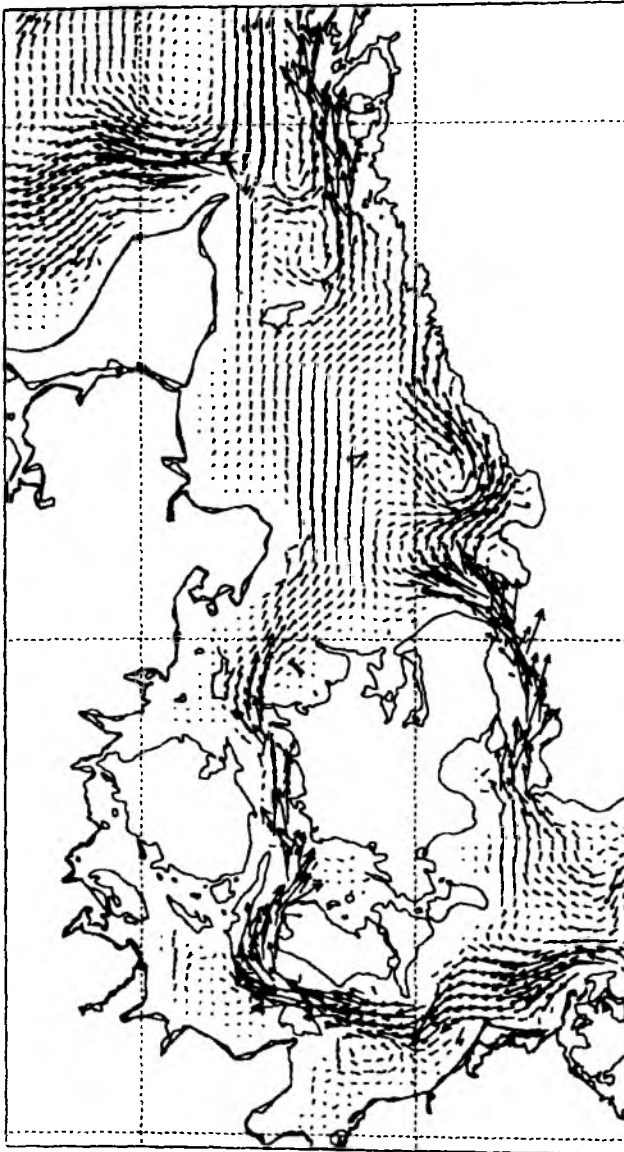


CONTOUR FROM 8.0000 TO 32.000 CONTOUR INTERVAL OF 1.0000 PT(3,3)= 0.00000E+00

a)



TIMESTEP : 2448 TTDAY : 8.5 I BY J SECTION K 1 hor. Vel.



b)

0.552E+02  
MAXIMUM VECTOR

**Abb. 10:** (a) Salzgehalt und (b) horizontale Strömung an der Oberfläche, 08.10.1989.

**Literatur**

- Bock, K.H., 1971: Monatskarten des Salzgehaltes der Ostsee. *Ergänzungsheft zur Deutschen Hydrographischen Zeitschrift, Reihe B, Nr. 12.*
- Dietrich, G., 1951: Oberflächenströmung im Kattegat, im Sund und in der Beltsee. *Dt. Hydrogr. Z.* 4, 129-150.
- Hiller, W. und R. H. Käse, 1983: Objective analysis of hydrographic data sets from mesoscale surveys. *Ber. Inst. f. Meeresk., Kiel, Nr. 116*, 78 pp.
- Kändler, R., 1951: Der Einfluß der Wetterlage auf die Salzgehaltsschichtung im Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee. *Dt. Hydrogr. Z.* 4., 150-160.
- Lehmann, A., 1992: Ein dreidimensionales baroklines wirbelauflösendes Modell der Ostsee. *Ber. Inst. f. Meeresk., Kiel, Nr. 231*, 104 pp.
- Lenz, W., 1971: Monatskarten der Temperatur der Ostsee. *Ergänzungsheft zur Deutschen Hydrographischen Zeitschrift, Reihe B, Nr. 11.*
- Wyrki, K., 1954: Der große Salzeinbruch in die Ostsee im November und Dezember 1951. *Kiel. Meeresforsch.*, 10, 19-25.

## **Fischbrutuntersuchungen als Beitrag zum Biologischen Monitoring der Ostsee**

von

Dietrich Schnack

### **Einleitung**

Viele marinen Fischarten durchlaufen in ihrer frühen Jugendentwicklung, als Eier und Larven eine planktische Phase. Sie sind damit vorübergehend Teil der planktischen Lebensgemeinschaft und werden in ihrer Bestandsentwicklung sehr wesentlich von den dort herrschenden Lebensbedingungen geprägt. Im Zooplankton-Monitoring wird nun dieses "Ichthyoplankton" mit den nach HELCOM-Vereinbarung eingesetzten Standardmethoden nicht mit erfaßt. Andererseits bietet gerade diese Organismengruppe einige besonders günstige Voraussetzungen dafür, im Planktonbereich ein sinnvolles Monitoring mit begrenztem Aufwand zu erreichen. Gleichzeitig ergeben sich hier gute Möglichkeiten, Aspekte angewandter und grundlegender Forschung parallel mit wechselseitigem Nutzen zu betreiben und auf dieser Basis auch die Grundlagen des Biologischen Monitorings weiter auszubauen.

Ein generelles Problem beim Monitoring von Planktongemeinschaften besteht in den meist ausgeprägten, räumlich und zeitlich sehr kleinskaligen Bestandsvariationen. Kurzzeitige Entwicklungsschübe können im Rahmen der realisierbaren Aufnahmefrequenz eines Routineprogrammes kaum ausreichend erfaßt werden. Andererseits können diese kurzzeitigen Ereignisse ökologisch und für die generelle Entwicklung des biologischen Systems sehr bedeutend sein. Organismen, die von diesen Variationen in starkem Maße abhängig sind, die Effekte aber über einen längeren Zeitraum der Entwicklung integrieren, erscheinen daher als Monitoring-Objekte besonders geeignet. Regelmäßige Ichthyoplankton-Aufnahmen bietet nun einerseits die Möglichkeit, aus der Ei- und Larvenabundanz ein Vergleichsmaß für die Entwicklung der Laichbestände zu erhalten, die bei vielen Arten entscheidend vom Aufwuchserfolg der planktischen Jugendstadien abhängig sind (vgl. folgendes Kapitel). Zum anderen lassen sich an dem rückwirkend nachvollziehbaren täglichen Wachstumsverlauf der Larven auch Hinweise auf besondere kurzzeitige Ereignisse in der Planktonentwicklung im Aufwuchsgebiet erhalten.

Vor diesem Hintergrund wurde das am IfM Kiel durchgeführte Pflichtprogramm des

Biologischen Monitorings vor etwa sechs Jahren durch ein spezielles Fischbrut-Monitoring in der Kieler Bucht ergänzt. Der folgende Beitrag soll neben den Ergebnissen aus dieser noch sehr begrenzten Zeitspanne, ergänzt durch Vergleiche mit älteren Daten, den besonderen Stellenwert von Fischbrutaufnahmen für ein Biologisches Monitoring, den wechselseitigen Nutzen von Monitoring und Grundlagenforschung sowie einige interessante Perspektiven aufzeigen, die sich aus aktuellen Methoden-Entwicklungen ableitenden lassen.

### **Monitoring relevante ökologische Grundlagen des Entwicklungserfolges mariner Fischbrut**

Im marinen Bereich haben insbesondere die Nutzfischarten mit wenigen Ausnahmen planktische Eier und Larvenstadien. Die Brutgruppen aus einzelnen Laichschüben lassen sich über einen längeren Zeitraum hinweg (2-3 Monate) im Plankton verfolgen. Daher erscheint eine monatliche Probennahme, die für ein Plankton-Monitoring häufig als zu gering betrachtet werden muß, in diesem Fall durchaus angemessen und geeignet, alle Brutgruppen zu erfassen. Ausführliche Erfahrungen über die Ökologie mariner Fischlarven zeigen, daß ihr Entwicklungserfolg nicht nur von mittleren Bedingungen, sondern sehr stark auch von kleinskaligen Prozessen im Plankton abhängig sein kann, wie z.B. kleinräumigen Nahrungskonzentrationen, feinen vertikalen Schichtungen, Advektionen und turbulenten Vermischungen (Davis et al. 1991, Lasker 1975, Rothschild & Osborn 1988). Der Aufwuchserfolg der Fischbrut liefert somit, wenn auch aus einseitiger Sicht, eine integrierende Bewertung der Lebensbedingungen im Plankton während dieser Entwicklungsphase. Darüber hinaus kann der zeitliche Verlauf des Wachstumserfolges einer Fischlarve sehr detailliert an den Tagesringstrukturen auf den Otholithen nachvollzogen werden.

Die meisten marinen Nutzfischarten haben eine extrem hohe Fruchtbarkeit, mit etwa  $10^4$  -  $10^7$  Eier pro Weibchen und Saison (Cushing 1975), bei relativ langer Lebensdauer; in ihrer Reproduktionsstrategie sind sie damit auf eine sehr hohe Variabilität in den Entwicklungsbedingungen und im Aufwuchserfolg der frühen Jugendstadien eingestellt. Die Stärke einzelner Nachwuchsjahrgänge und Entwicklung des fischereilich nutzbaren Bestandes wird sehr wesentlich von den Bedingungen in der planktischen Entwicklungsphase bestimmt (Cushing 1975). Welche Faktoren hier im einzelnen entscheidend sind, kann je Art und Gebiet sehr unterschiedlich sein. Die regulierenden Mechanismen sind noch keineswegs ausreichend

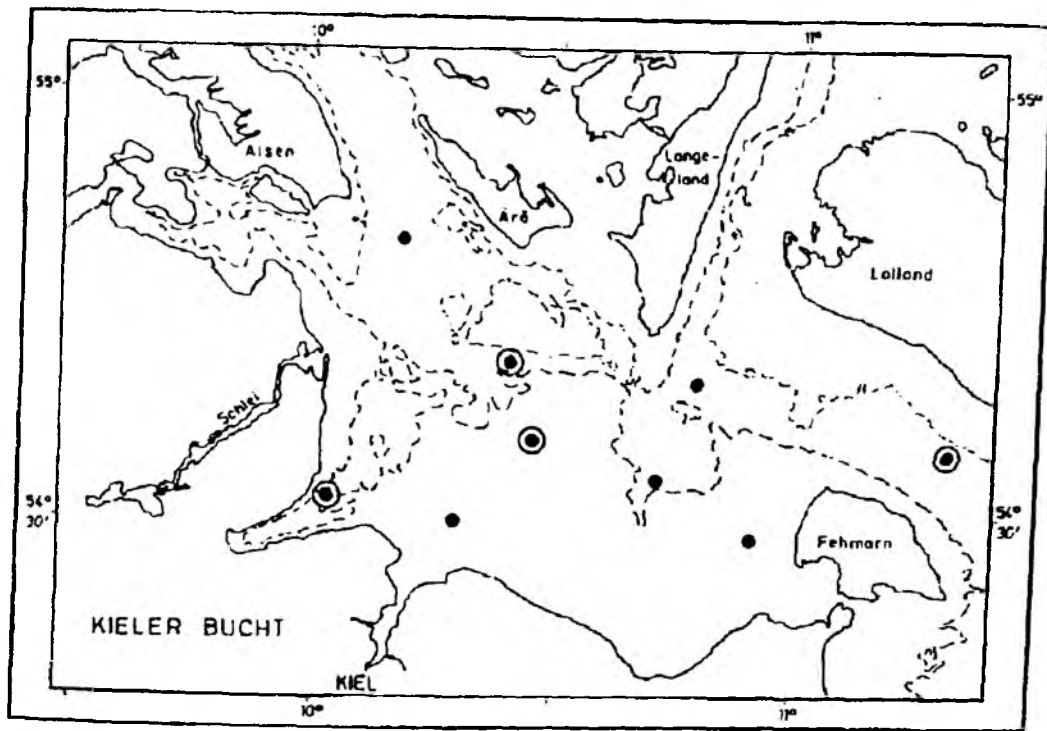
geklärt und bedürfen der weiteren Erforschung (Sissenwine 1984). In der späteren juvenilen und vor allem in der adulten Phase ist die natürliche Sterblichkeit dann sehr viel geringer. Die Kapazität des Lebensraumes stellt in dieser Phase meist keine wesentliche Begrenzung mehr für die Bestandsentwicklung dar. Der Einfluß der Fischerei kann dagegen erheblich sein, läßt sich jedoch gut quantifizieren und in einer Bewertung der Bestandsentwicklung berücksichtigen.

Im Vergleich zu den meisten Nutzfischen liegt bei den küstennah lebenden Kleinfischarten eine deutlich andere Reproduktionsstrategie vor, die eine geringere Fruchtbarkeit, mehr oder weniger intensive Brutpflege, zeitlich reduzierte Planktonphase und relativ kurze Lebensspanne beinhaltet. Bei diesen Arten erscheinen die Lebensbedingungen in der adulten Phase, einschließlich Fraßdruck durch Räuber, für die Bestandsentwicklung sehr viel bedeutender und die Abhängigkeit von der planktischen Phase weniger ausgeprägt als bei den meisten Nutzfischarten.

Die Aufklärung bestandsregulierender Mechanismen ist für die Bewertung der Beobachtungsdaten aus einem Biologischen Monitoring Programm von besonderer Bedeutung. Gleichzeitig stellt dies auch ein grundlegendes Problem fischereibiologischer Forschung dar, zu dessen Lösung wiederum langfristige Datensätze aus Routine-Programmen mit geeigneter räumlicher und zeitlicher Auflösung dringend benötigt werden. Sofern also die erforderlichen Raum- und Zeitskalen ausreichend berücksichtigt werden können, lassen sich die Zielsetzung eines Monitoring-Programmes im Fischbrutbereich prinzipiell sehr gut mit zentralen Zielen fischereibiologischer Grundlagenforschung verbinden.

### **Ergebnisse der Ichthyoplanktonaufnahmen im Biologischen Monitoring**

Zur Durchführung des Ichthyoplankton-Monitorings in der Kieler Bucht wurde die Anzahl Stationen gegenüber dem Pflichtprogramm in Anpassung an frühere Untersuchungen ergänzt (Abb.1). Mit dem gewählten Stationsnetz sollen die verschiedenartigen Bereiche der Kieler Bucht erfaßt und ein etwa repräsentatives Bild über die Fischbrut in diesem Seegebiet erzielt werden. Die flachen Küstenbereiche und Förden sind hierin allerdings nicht vertreten. Es wurden monatliche Aufnahmen, beschränkt zunächst auf den Zeitraum Februar bis August, mit einem Bongo-Fanggerät mit zwei Netzen von je 0.3 mm und 0.5 mm Maschenweite durchgeführt. Mit der gewählten zeitlichen und räumlichen Beschränkung des Survey-Planes



**Abb. 1:** Lage der Fangstationen für das Evertebratenplankton (⊙) und das Ichthyoplankton (•).

wurde bewußt auf eine repräsentative Erfassung der Heringsbrut verzichtet, die nur mit sehr viel höherem Aufwand erreichbare wäre. Es stellte sich jedoch heraus, daß zur repräsentativen Erfassung auch anderer numerisch dominierender Larvenarten eine zeitliche Ausdehnung der Aufnahmen in den Herbst hinein erforderlich waren. Ab 1992 wurden daher auch die Monate September und Oktober mit berücksichtigt.

Mit den Ergebnissen aus nunmehr 6 Jahren Ichthyoplankton-Monitoring in der Kieler Bucht steht noch kein sehr ausgedehnter Datensatz zur Verfügung. Er ist geeignet, die gegenwärtige Situation zu kennzeichnen und erste Vorstellungen über die jährlichen Variationen zu vermitteln, ohne daß bereits längerfristige Trends aufgezeigt werden könnten. In einer groben Zusammenfassung, beschränkt auf die Anzahl erfaßter Arten und die Größenordnung der Individuenkonzentration, können auch Daten aus entsprechenden Aufnahmen aus den Jahren

1965 und 1970 vergleichend herangezogen werden. Die Ergebnisse von 1965 wurden jedoch unter Einsatz eines größeren, in seinen Fangeigenschaften nicht ausreichend vergleichbaren Schleppnetzes erzielt, einem Petersen Jungfischnetz mit 0.9 mm lichter Maschenweite (Müller 1970).

Als ersten Jahres-Überblick liefert Tabelle 1 die jährlich erfaßte Gesamtzahl an Arten und über alle Fänge gemittelte Konzentrationswerte an Individuen. Im Vergleich zu den früheren Aufnahmen aus den Jahren 1965 und 1970 zeigen die Werte aus der neuen Zeitserie zunächst eine stark verminderte Artenzahl, mit einem Minimum im Jahr 1987, und einen anschließenden Wiederanstieg, mit einem Maximum 1990. Die Individuenkonzentration deutet über eine starke Variation hinweg einen generell ansteigenden Trend an; der letztjährige Wert liegt dabei jedoch relativ niedrig. Im monatlichen Vergleich zeigt Tabelle 2 am Beispiel des letzten Beobachtungsjahres, daß sowohl die Artenzahl als auch die Individuenkonzentration jeweils im Sommer (Juni - August) am höchsten ist. In den anderen Jahren ergibt sich ein ähnliches Bild.

**Tabelle 1:**

Fischlarven in der Kieler Bucht im Jahresvergleich.  
"Artenzahl" (Anzahl Arten oder Artengruppen) und Individuenkonzentration

Jahr	1965	1970	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Artenzahl	31	28	7	13	18	26	23	18
N/1000m <sup>3</sup>	56	63	21	192	73	358	725	132

**Tabelle 2:**

Fischlarven in der Kieler Bucht im Monatsvergleich 1992.  
"Artenzahl" (Anzahl Arten oder Artengruppen) und Individuenkonzentration

Monat	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Artenzahl	5	5	3	8	9	10	9	4	4
N/1000m <sup>3</sup>	10	22	8	21	73	270	148	51	22

Zur Bewertung der Befunde ist eine genauere Aufschlüsselung nach Arten und Berücksichtigung ihrer Reproduktionsbiologie erforderlich. Tabelle 3 führt alle über den Beobachtungszeitraum erfaßten Arten auf und präsentiert Jahresvergleichswerte für ihre Abundanz. Letztere stellen mittlere Konzentrationswerte aus den gepoolten Fangdaten eines Jahres dar. Die Arten werden hier drei Gruppen zugeordnet und sind innerhalb der Gruppen nach Regelmäßigkeit des Auftretens in erster Priorität und nach mittlerer Abundanz in zweiter Priorität sortiert:

Teil A der Tabelle 3 enthält Arten mit sehr hoher Fruchtbarkeit und zeitlich ausgedehnter planktischer Entwicklungsphase, die in ihrem jährlichen Reproduktionserfolg in kritischer Weise von den Aufwuchsbedingungen im Plankton abhängigen und die in der Entwicklung des adulten Bestandes meist auch von der Fischerei wesentlich beeinflußt werden. Dieser Gruppe werden hier 8 von bisher insgesamt 30 erfaßten Arten zugeordnet. Von diesen 8 war nur der Hering regelmäßig in allen Jahren vertreten, 1987 sogar als einzige Art in dieser Gruppe. Je Beobachtungsjahr lag die Artenzahl nach einem sehr niedrigen Anfangswert im Jahr 1987 in den letzten Jahren meist bei 6; nur 1990 war die vollständige Artenlisteliste vertreten.

In der Gesamt-Abundanz an Larven zeigt sich in dieser Gruppe eine deutliche Zunahme um mehr als 2 Zehnerpotenzen, von einem Minimum im Jahr 1987 auf ein Maximum im Jahr 1991. Diese Zunahme war vor allem durch eine besonders hohe Anzahl an Sprottenlarven (*Sprattus sprattus*) im Jahr 1991 bedingt. Der Sprottbestand ist jedoch nicht lokal auf die Kieler Bucht beschränkt; die Abundanz der Brut zeigt hier sehr hohe jährliche Variationen und kann vermutlich wenig über die Bedingungen im Untersuchungsgebiet aussagen. Ein besseres Anzeichen für eine zumindest kurzfristig positive Entwicklung im Gebiet liefern allein die regelmäßiger auftretenden Larven der standorttreueren Klieschen (*Limanda limanda*), die ebenfalls ein Abundanzmaximum in den Jahren 1990 und 1991 zeigen. Alle anderen Arten sind im Beobachtungszeitraum in zu geringer Anzahl vertreten.



Tabelle 3:

Fischlarven in der Kieler Bucht im Jahresvergleich:  
Abundanzindex aus gepoolten Fangdaten (N/10000m<sup>3</sup>)

## A) Arten mit ausgedehnter planktischer Entwicklungsphase

Year	1987	1988	1989	1990	1991	1992
<i>Clupea harengus</i>	5	5	10	32	44	33
<i>Limanda limanda</i>	-	46	14	376	254	67
<i>Sprattus sprattus</i>	-	10	5	186	1987	-
<i>Rhinonemus cimbrius</i>	-	-	1	25	15	5
<i>Platichthys flesus</i>	-	-	7	18	7	1
<i>Gadus morhua</i>	-	+	-	1	1	+
<i>Scophthalmus maximus</i>	-	+	-	+	-	5
<i>Pleuronectes platessa</i>	-	-	5	7	-	-
Abundanz gesamt	5	61	43	645	2307	111

## B) Kleine, kurzlebige Arten mit benthischen Eiern bzw Brutpflege

Year	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Gobiidae	47	1743	603	2696	4647	1058
<i>Pholis gunellus</i>	110	6	15	4	36	9
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	5	-	+	104	160	1
<i>Ammodytes marinus</i>	-	36	28	79	7	10
<i>Ammodytes tobianus</i>	-	13	18	7	7	102
<i>Nerophis ophidion</i>	-	52	1	4	7	8
<i>Agonus cataphractus</i>	-	2	2	+	7	13
<i>Taurulus bubalis</i>	-	-	1	7	7	2
<i>Belone belone</i>	5	6	-	+	-	1
<i>Syngnatus rostellatus</i>	-	-	4	18	7	-
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	18	-	-	+	7	-
<i>Sipnonostoma typhle</i>	-	-	-	-	+	-
<i>Ctenolabris rupestris</i>	-	-	1	-	-	-
Abundanz gesamt	186	1859	672	2918	4894	1203

## C) "Gast"-Arten, ohne selbständige, lokale Laichpopulationen

Year	1987	1988	1989	1990	1991	1992
<i>Liparis liparis</i>	18	2	14	4	22	4
<i>Callionymus lyra</i>	-	-	-	14	7	2
<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	-	-	-	+	7	1
<i>Ciliata mustela</i>	-	-	-	+	15	-
<i>Atherina laterna</i>	-	-	-	-	3	-
<i>Cyclopterus lumpus</i>	-	-	1	+	-	-
<i>Raniceps raninus</i>	-	-	-	-	1	-
<i>Trachurus trachurus</i>	-	-	-	+	-	-
<i>Merlangius merlangus</i>	-	-	-	+	-	-
Abundanz gesamt	18	2	15	18	55	7

Dorschlarven (*Gadus morhua*) wurden nur jeweils in Einzelexemplaren gefangen. Dieser Befund spiegelt die gegenwärtig extrem niedrige Bestandsgröße des Dorsches in der westlichen Ostsee wieder. In den letzten Jahren wurden im Rahmen spezieller Jungfisch-Surveys zwar wieder größere Anzahlen an Jungdorschen in der Kieler Bucht beobachtet; die weiterhin geringe Larvenzahl läßt jedoch vermuten, daß es sich hier nicht primär um eine lokale Produktion aus der Kieler Bucht handelt, sondern mehr um eine Einwanderung aus benachbartem Bereich. Die Heringe (*Clupea harengus*) stellen im vorliegenden Rahmen einen Sonderfall dar; sie werden von den Routineaufnahmen erst als größere Larven, außerhalb ihrer frühen Entwicklungsgebiete erfaßt, die in unmittelbarer Küstennähe in den Förden liegen.

Teil B der Tabelle 3 enthält kleine, kurzlebige Arten mit benthischen Eiern, unterschiedlichem Grad der Brutpflege und zeitlich reduzierter planktischer Entwicklungsphase, deren Bestandentwicklung in stärkerem Maße auch von den Lebensbedingungen während der adulten Phase abhängig ist. Von 13 hier zugeordneten Taxa traten Grundeln (*Gobiidae*), Butterfische (*Pholis gunellus*) und Sandaale (*Ammodytidae*) besonders regelmäßig auf. Die Gruppe der Grundeln ist in der Kieler Bucht mit 6 Arten vertreten, die routinemäßig nicht quantitativ aufgeschlüsselt wurden. Vorherrschend war jedoch die Art *Pomatoschistus minutus* (Sandgrundel). Diese Artengruppe zeigt eine auffallend positive Entwicklung über die Vergleichsjahre hinweg, mit einer maximalen Abundanz im Jahr 1991. Als wichtige Beuteorganismen für Dorsche und Plattfische profitieren die Gobiiden in ihrer Bestandentwicklung offenbar von der geringen Abundanz ihrer Räuber. In den Jahren 1990 und 1991 tritt ausnahmsweise auch der Große Sandaal (*Hyperoplus lanceolatus*) in signifikanter Anzahl auf.

Teil C der Tabelle 3 enthält "Gast"-Arten, die vermutlich keine selbständigen lokalen Laich-Bestände in der Kieler Bucht bilden, deren Brut aber aus benachbarten Bereichen eindringen können. Von 7 hier zugeordneten Arten ist nur eine, der Scheibenbauch (*Liparis liparis*), in allen Beobachtungsjahren vertreten. Alle anderen Arten treten meist nur in einem oder maximal 3 Jahren auf. Eine besondere Ausnahme stellt das Jahr 1991 dar, das durch eine relativ hohe Anzahl Gastarten mit signifikanten Fangzahlen charakterisiert ist. Dies weist auf einen verstärkten Eintrag an Larven aus dem Kattegat / Skagerrak-Bereich hin, was auch im Einklang steht mit der besonders hohen Anzahl an Sprottlarven in diesem Jahr.

Zusammenfassend betrachtet ist die Gesamt-Artenzahl und -Abundanz der Larven allein nicht sehr aussagekräftig, da viele Arten in mehr oder weniger starkem Maße aus benachbarten Bereichen eingetragen werden können. Läßt man die Gast-Arten und die ebenfalls zu wenig von lokalen Bedingungen in der Kieler Bucht abhängigen Sprotten unberücksichtigt, dann erscheint die Situation in der Kieler Bucht gegenwärtig durch ungünstige Entwicklungsbedingungen für die im Winter/Frühjahr laichenden Arten gekennzeichnet. Der monatliche Vergleich zeigt, daß die größte Anzahl an Larvenarten und -individuen im Sommer anzutreffen. Auch die positiven Entwicklungen in den Jahren 1990 und 1991 beziehen sich vor allem auf die Sommerbrut. Die fischereilich interessanteren, im Frühjahr laichenden Arten (z.B.: Dorsch und Scholle), sind in ihrer Bestandsgröße wegen anhaltend mangelndem Rekrutierungserfolg unter dem Einfluß der Fischerei gegenwärtig stark reduziert. Es bleibt abzuwarten, wann und unter welchen Bedingungen in der Planktongemeinschaft sich wieder erfolgreiche Jahrgänge dieser Arten im Untersuchungsgebiet entwickeln können. Bei ausreichend umfangreichem Material wird es möglich sein, auch Größe, Alter und Ernährungszustand der Larven zu berücksichtigen, anhand der Abundanz der jüngsten Stadien eine Einschätzung der Größe des Laichbestandes und anhand der älteren Larven-Stadien auch eine genauere Charakterisierung der Aufwuchsbedingungen in der planktischen Phase zu erreichen. In diesem Zusammenhang weisen gegenwärtige Methodenentwicklungen auf interessante Perspektiven die im folgenden Kapitel noch etwas näher betrachtet werden sollen.

### **Perspektiven für das Ichthyoplankton-Monitoring in der Ostsee**

Wenn auch zur Zeit nicht in der Kieler Bucht, so treten doch in benachbarten Seegebieten ausreichend hohe Konzentrationen geeigneter Fischlarvenarten auf, die eine Einbindung prozeßorientierter ökologischer Grundlagenstudien in längerfristige Survey-Programme erlauben. So konnten im Bornholm Becken, in der südlichen zentralen Ostsee, insbesondere kurzzeitige Wiederholungsaufnahmen und Driftstudien zur Einschätzung der Entwicklung und Mortalität von Dorsch- und Sprotteiern unter den jährlich variierenden lokalen hydrographischen Bedingungen und Sauerstoffmangelsituationen durchgeführt werden (Müller & Pommeranz 1984, Wieland 1988, 1989). Die Vertikalverteilung der Eier und Larven sowie auch des Nahrungsangebotes der Larven wurden dabei mit Mehrfachschließnetzen parallel zur Aufnahme der Hydrographie erfaßt (Müller & Zuzarte 1989, Wieland & Zuzarte 1991). Zur

angemessenen Bewertung der Feldbeobachtungen wurden ergänzende Experimente zum Einfluß von Temperatur und Sauerstoffgehalt auf die Entwicklung von Dorscheiern durchgeführt (Ohldag et al. 1991). Mit Schleppnetzen gefangene ältere Stadien vom Heringen, Sprotten und Dorschen, an denen Mageninhaltsanalysen und Experimente zur Verdauungsgeschwindigkeit vorgenommen wurden, erlauben außerdem eine Einschätzung der Zehrung von Fischbrut durch die Fischbestände selbst (Köster 1992). Bei wieder erhöhtem Brutaufkommen bieten sich entsprechende Untersuchungen auch in der Kieler Bucht an. Aufgrund der abweichenden hydrographischen Bedingungen ist zu erwarten, daß die Ergebnisse aus dem Borholmbecken nicht einfach übertragen werden können, sondern den einzelnen Einflußfaktoren hier jeweils eine andere Bedeutung zukommt.

In den vergangenen Jahren sind einige wesentliche Methoden-Entwicklungen vollzogen oder neu aufgenommen worden, deren Anwendung im Rahmen des Biologischen Monitorings zu erheblich erweiterten Aussagemöglichkeiten führen können. Geschleppte Mehrfachschleppnetze-Systeme mit elektronischen Meß- und Steuereinrichtungen erlauben gezielte Untersuchungen auch über die ökologisch sehr wesentliche kleinräumige Verteilung der Fischbrut in Abhängigkeit von abiotischen Bedingungen und vom Nahrungsangebot. Geräte dieser Art haben bereits eine weite Verbreitung gefunden und sind vielfach erprobt. Aufgrund des anfallenden Probenumfangs und hohen Auswertungsaufwandes erlauben diese Methoden in der Regel noch keine flächendeckenden Aufnahmen kleinräumiger Verbreitungsmuster in regelmäßigen Survey-Programmen. Sie eignen sich aber für stichpunktartige, ergänzende Untersuchungen, in denen Fischlarven dann auch sehr gezielt aus definierten hydrographischen Zonen gefangen und für morphologische, biochemische und histologische Analysen, z.B. zur Bestimmung des Alters-, Wachstums- und Ernährungszustandes gewonnen werden können.

Wesentliche Fortschritte sind in den biochemischen Analysemethoden zur Charakterisierung des momentanen Wachstums- und Ernährungszustandes von Fischlarven erzielt worden, so daß die individuelle Streuung innerhalb einer Population erfaßt und der Anteil hungernder Larven zum Zeitpunkt des Fanges eingeschätzt werden kann (Clemmesen 1992, Sieg et al. 1989, Ueberschär 1988). Parallel dazu können die Tagesringstrukturen auf den Otolithen der Larven durch moderne Bildanalyseverfahren automatisiert ausgewertet werden. Sie erlauben einerseits die Bestimmung der Alterstruktur einer Larven- oder Jungfischpopulation, aus der sich im Vergleich zur erwarteten Altersstruktur, entsprechend dem zeitlichen Verlaufes der Laichaktivität, Perioden mehr oder weniger günstiger Aufwuchsbedingungen erkennen lassen

(Moksness & Fossum 1991). Darüberhinaus könne Unterschieden in der Breite täglicher Zuwachszonen auf den Otolithen auch kurzzeitige Änderungen in den Ernährungsbedingungen und damit in der Planktonentwicklung anzeigen (Karakiri et al. 1989). Individuelle Unterschiede im Wachstumsverlauf zwischen den Larven einer Population bieten schließlich noch die Möglichkeit, den Grad der ökologisch relevanten Variabilität in den Wachstumsbedingungen innerhalb des Aufwuchsgebietes zu erfassen.

Für ökologische Studien und Monitoring-Aufgaben gleichermaßen von Interesse sind insbesondere auch neuere Entwicklungen, die eine unmittelbare, räumlich hochauflösende In-situ-Registrierung der Fischbrut und ihrer Nahrungsorganismen ermöglichen und eine automatisierte qualitative und quantitative Analyse der Aufzeichnungen erlauben sollen. Erste Ansätze hierzu lieferten Partikelzählgeräte, die im geschleppten Einsatz die Konzentration an Partikeln innerhalb vorgewählter Größengrenzen und -abstufungen erfassen können (Herman & Dauphinee 1980, Herman 1992). Die qualitative Analyse ist hierbei jedoch noch sehr begrenzt. Dies gilt auch für heute bereits sehr weit fortgeschrittene akustische Methoden, mit denen weitere Größenspektren an Organismen und größere Beobachtungsräume abgedeckt werden können (Heywood et al. 1991, Holliday et al. 1989). Zur besseren taxonomischen Auflösung der Organismen wurden und werden hochauflösende Unterwasser-Foto- und Videosysteme entwickelt (Davis et al. 1992, Ortnner et al. 1981, Schulze et al. 1992, Welsch et al. 1991). In laufenden Entwicklungsarbeiten werden hier noch Probleme der Datenübertragung und Echtzeitspeicherung bei hoher Datenrate sowie vor allem der automatisierten qualitativen Bildanalyse behandelt.

In-situ Registriermethoden, eventuell in Kombination unterschiedlicher Prinzipien zur Nutzung ihrer spezifischen Vorteile, und die Entwicklung automatischen Auswerterroutinen lassen erheblich erweiterte Aussagemöglichkeiten von Zooplankton-Monitoring Programmen erwarten. Sie schaffen die mit Fangnetzen nicht erreichbare Möglichkeit über grob integrierende Information hinaus auch die zur Beurteilung der ökologischen Situation wichtige kleinräumige Variabilität in der Planktonverteilung und -zusammensetzung routinemäßig mit zu erfassen und gleichzeitig den Aufwand der Probennahme und -bearbeitung auf das für Eichzwecke und spezielle Materialanalysen erforderliche Maß zu reduzieren.

## Literatur

- Clemmesen, C., 1992. The effect of food availability, age or size on the RNA/DNA ratio of laboratory reared individually measured herring larvae. ICES C.M. 1992/L:33 (mimeo).
- Cushing, D.H., 1975. Marine Ecology and Fisheries. Cambridge University Press., 278 pp.
- Davis, C.S. S.M. Gallager, M.S. Berman, L.R. Haury, and J.R. Strickler, 1992. The video plankton recorder (VPR): Design and initial results. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 36: 67-81.
- Davis, C.S., G.R. Flierl, P.H. Wiebe, and P.J.S. Franks, 1991. Micropatches, turbulence, and recruitment in plankton. J.Mar.Res., 49: 109-151.
- Herman, A.W. and T.M. Dauphinee, 1980: Continuous and rapid profiling of zooplankton with an electronic counter mounted on a "Batfish" vehicle. Deep-Sea Res., 27: 79-96.
- Herman, A.W., 1992: Design and calibration of a new optical plankton counter capable of sizing small zooplankton. Deep-Sea Res., 39: 395-415.
- Heywood, K.J., S. Scrope-Howe and E.D. Barton, 1991. Estimation of zooplankton abundance from shipborne ADCP backscatter. Deep-Sea Res., 38: 677-691.
- Holliday, D.V., R.E. Pieper and G.S. Kleppel, 1989. Determination of zooplankton size and distribution with multifrequency acoustic technology. J.Cons.Int.Explor.Mer., 41: 226-238.
- Karakiri, M., R. Berhahn, H.v.Westernhagen, 1989: Growth differences in 0-group plaice *Pleuronectes platessa* as revealed by otolith microstructure analysis. Mar.Ecol.Prog.Ser., 55: 15-22.
- Köster, F.W., 1992. Predation of herring and sprat on cod eggs and larvae in the Bornholm Basin - preliminary results. ICES C.M. 1992/J:41 (mimeo).
- Lasker, R., 1975. Field criteria for survival of anchovy larvae: The relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding. Fish. Bull., 73: 453-462.
- Moksness, E. and P. Fossum, 1992: Daily growth rate and hatching-date distribution of Norwegian spring spawning herring (*Clupea harengus* L.). ICES J. mar. Sci., 49: ...
- Müller, A. and T. Pommeranz 1984. Vertical distribution of fish eggs in the Bornholm Basin, Baltic. Int. Symp. on Early Life History of Fishes and 8th Annual Larval Fish Conference, Vancouver 1984.
- Ohltag, S., D.Schnack, U.Waller, 1991. Development of Baltic cod eggs and reduced oxygen concentration levels. ICES C.M. 1991/J:39 (mimeo).
- Ortner, P.B., L.C. Hill, and H.E. Edgerton, 1981. In situ silhouette photography of Gulf Stream zooplankton. Deep-Sea Res., 28: 1569-1576.

- Rothschild, B.R. and T.R. Osborn, 1988. Small-scale turbulence and plankton contact rates. *J. Plankton Res.*, **10**: 465-474.
- Schulze, P.C., J.R. Strickler, B.I. Bergstrom, M.S. Berman, P.L. Donaghay, S. Gallager, J.F. Haney, B.R. Hargreaves, U. Kils, G.-A. Paffenhofer, S. Richman, H.A. Vanderploeg, W. Welsch, D. Wetthey, and J. Yen, 1992. Video based instruments for in situ studies of zooplankton abundance, distribution, and behaviour. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, **36**: 1-15.
- Sieg, A., C. Clemmesen, B. Ueberschär, 1989: Comparison of Biochemical and histological methods for the evaluation of the in situ nutritional condition of marine fish larvae. ICES C.M.1989/L:4 (mimeo)
- Sissenwine, M.P., 1984. Why do fish populations vary? In: Exploitation of marine communities, ed. R.M. May, pp. 59-94. Dahlem Konferenzen 1984. Springer Verlag Berlin.
- Ueberschär, B., 1988. Determination of the nutritional condition of individual marine fish larvae by analyzing their proteolytic enzyme activities with a highly sensitive fluorescence technique. *Meeresforsch. Rep.mar.Res.*, **32**: 144-154.
- Welsch, W., K.-G. Barthel, R. Friese, B. Hermann, J. Lenz, S. Mees, D. Schnack, U. Waller, 1991. A high-speed video recording system for in situ studies on small scale distribution of zooplankton and ichthyoplankton: Preliminary results on the distribution of plankton in the Bornholm Basin (Central Baltic). ICES C.M 1991/L:82 (mimeo).
- Wieland, K. 1989. Vertical distribution of cod and sprat eggs in the central Bornholm Basin (Baltic Sea) related to different hydrographic conditions in 1986 and 1988. ICES C.M. 1989/J:20 (mimeo).
- Wieland, K. 1988. Distribution and mortality of cod eggs in the Bornholm Basin (Baltic Sea) in May and June 1986. *Kieler Meeresforsch.* **6**, 331-340.

## Schwermetalle

von

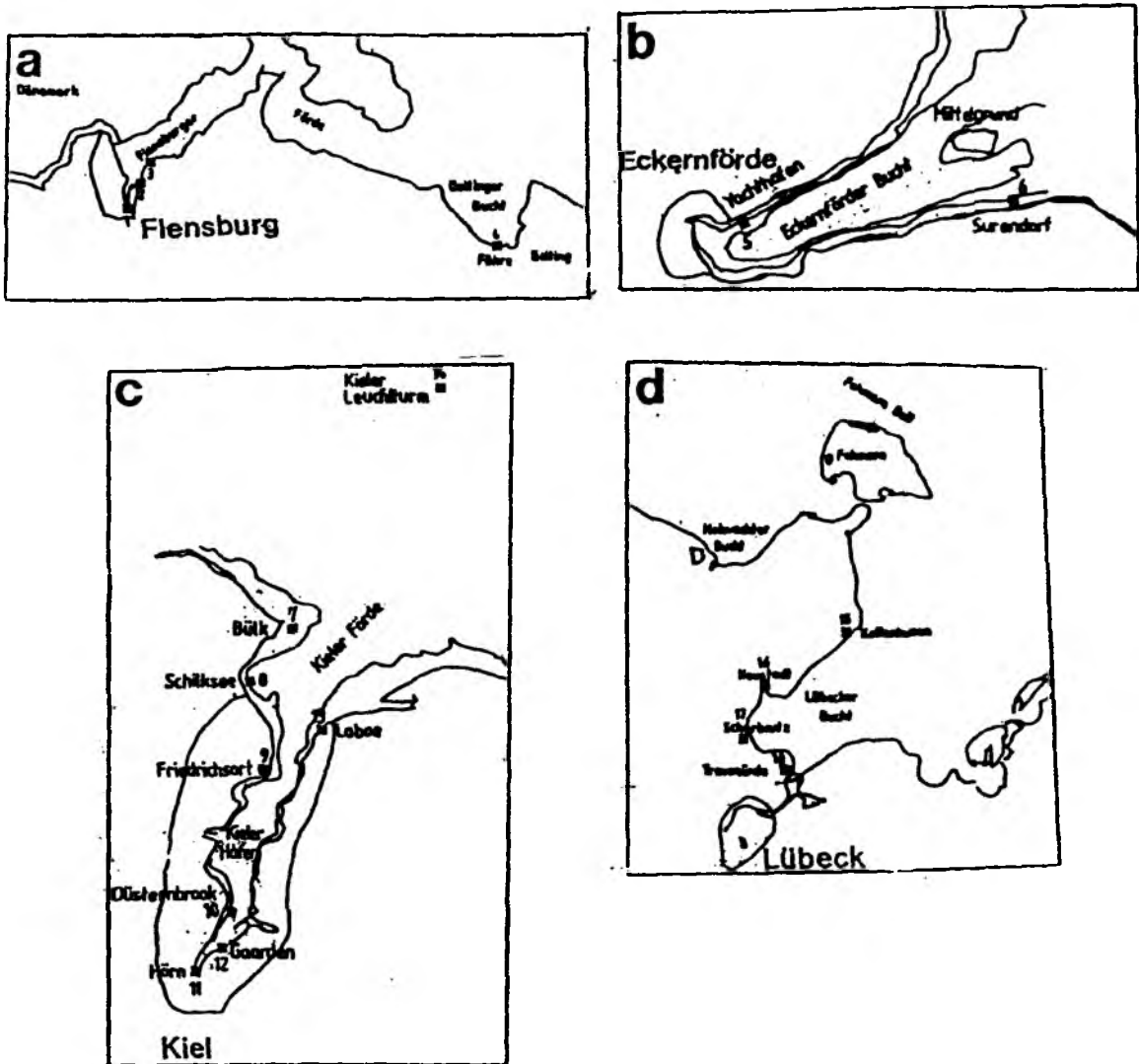
Hans Theede

In Ergänzung zum Monitoring in der westlichen Ostsee wurde ein Schwermetallgehalts-Monitoring (Zn, Cd, Cu, Ag, Pb, Cr und Ni) in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus dem schleswig-holsteinischen Küstenbereich (Flensburger Förde/Geltlinger Bucht, Eckernförder Bucht, Kieler Förde und Lübecker Bucht) durchgeführt (Stationsüberblick: Abb. 1). Die Tiere wurden entweder vom Land aus mit einem Pfahlkratzer von Holzpfählen oder vom Schiff aus mit Pfahlkratzer (St. 14) oder Dredge (St. 6 und 7) gesammelt. Nach der Probennahme wurden die Tiere 24 Stunden in belüftetem Ostseewasser zum Auskoten gehalten. Als Referenzmaterial bei den Analysen wurde Lobster Hepatopancreas (Canadian Research Council) verwendet. Die ermittelten Schwermetallgehaltswerte beziehen sich jeweils auf das Trockengewicht (Tg) des Weichkörpers der Tiere.

Die folgenden Vergleiche werden auf der Basis von Werten aus den Jahren 1988/89 durchgeführt, für die der umfangreichste Datensatz zur Verfügung steht (ter Jung 1991) (vgl. Tab. 1). Dabei werden Muscheln mit einer Schalenlänge von 1,1 - 5,0 cm berücksichtigt. Durch die weitgehend sessile Lebensweise der Tiere können etwaige Belastungen vor Ort angezeigt werden. Ungewöhnlich hohe Akkumulationen können dabei Hinweise auf lokale Gefährdungspotentiale geben. Wegen der Abhängigkeit der Akkumulationsfähigkeit von inneren und äußeren Faktoren kann man jedoch nicht davon ausgehen, daß die in den Tieren gespeicherten Metallkonzentrationen direkt die Kontamination des umgebenden Wassers widerspiegeln. Die Schwermetallkonzentrationen bzw. -mengen weisen vielmehr auf die bioverfügbaren Anteile hin, die unter den gegebenen ökologischen Bedingungen angereichert werden.

**Zink** liegt an allen Stationen in den höchsten Konzentrationen im Weichkörper der Muscheln vor (150 - 900  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). In der Flensburger Förde/Geltlinger Bucht lagen die Zn-Konzentrationen in den Miesmuscheln im Sommer 1988 etwa zwischen 150 und 450  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (St. 4 und 3). Dagegen ist in der Eckernförder Bucht kaum ein Unterschied im mittleren Zn-Gehalt der Tiere von St. 5 und 6 zu erkennen. In der Kieler Förde weisen die Tiere aus dem





**Abb. 1a - d:** Übersicht über die Lage der untersuchten Stationen an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste.

- a: Flensburger Förde/Geltinger Bucht (St. 1 - 4),
- b: Eckernförder Bucht (St. 5 und 6),
- c: Kieler Förde (St. 7 - 14),
- d: Lübecker Bucht (St. 15 - 18).

unmittelbaren Einzugsbereich der Stadt im Mittel höhere Konzentrationen in ihren Geweben auf ( $900 \mu\text{g.g}^{-1}$  bei St. 9, Friedrichsort) als vom entfernteren Kieler Leuchtturm (St. 14:  $241 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Wegen der sehr großen Streuung sind die Unterschiede nicht signifikant. Die Lübecker Bucht zeichnet sich durch einen hohen Zn-Gehalt in Miesmuscheln an St. 18 (Travemünde) aus (um  $850 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Die Zn-Konzentrationen in Individuen der anderen drei Stationen (St. 15, 16 und 17) weisen keine großen Unterschiede auf (um  $190 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Auch zu den anderen Jahreszeiten sind die Zn-Werte in Miesmuscheln von St. 18 höher als in Exemplaren von den anderen Stationen der Lübecker Bucht.

Nach Zink, wenn auch mit deutlichem Abstand, sind die Kupferkonzentrationen in den Muscheln an vielen Standorten am zweithöchsten (Werte zwischen  $5,1$  und  $19 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Besonders die Flensburger Förde zeichnet sich durch hohe Cu-Gehalte ihrer Miesmuscheln aus. In der Eckernförder Bucht fällt eine hohe Cu-Konzentration in Exemplaren von St. 5 auf (Juli/August:  $19,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Zum Winter verringern sich die Werte deutlich (September:  $6 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; November  $2 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Die Kieler Förde zeichnet sich durch den hohen Cu-Gehalt in Individuen der St. 12 aus. An Standorten in der Nähe von Yachthafen (8 und 13) sind die Werte im Mai höher (St. 8:  $11 \mu\text{g.g}^{-1}$ , St. 13:  $14 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) als im August (s. Tab.). In der Lübecker Bucht ist der Cu-Gehalt in Tieren von St. 18 im Mittel am höchsten (ca.  $12 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), gefolgt von St. 16. Die Cu-Werte der Tiere von St. 15 und 17 weisen keine deutlichen Unterschiede auf.

Bei Silber fällt die oft hohe Streuung der Einzelwerte auf. Die Konzentrationen liegen zwischen  $7,2 \mu\text{g.g}^{-1}$  (St. 1, Flensburg) und  $0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$  (St. 9, Friedrichsort). Ein recht einheitliches Bild ergibt die Ag-Belastung der Tiere in der Lübecker Bucht (St. 15-18); sie liegt bei ca.  $4 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Die Belastung an den übrigen Stationen in der Kieler Förde ist ähnlich.

Die Cadmiumgehalte sind relativ gering. Die niedrigsten Werte wurden in der Flensburger Förde ermittelt (St. 1:  $0,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), die höchsten in der Kieler Förde (St. 7, Bülk:  $3,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Diese Ergebnisse liegen aber weit unter den von Theede et al. (1979) gemessenen Werten (1875, St. 11, Hörn:  $25,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Ähnlich wie bei Zn ergeben sich auch bei Cd im Gebiet der Lübecker Bucht die höchsten Metallgehalte in Tieren von St. 18 (Travemünde).

**Tabelle1:** Mytilus edulis. Schwermetallkonzentrationen in  $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  TG Weichkörper in Tieren von verschiedenen Standorten der schleswig-holsteinischen Ostseeküste im Juli/August 1988 und 1989 (\*). Es wurden nur Exemplare mit einer Schalenlänge von 1.1-5.0 cm berücksichtigt. Angegeben werden Mittelwerte aus 12 doppelt bestimmten Proben und zugehörige Standardabweichungen.

Station Nr.	Zn		Cu		Ag		Cd	
1	300.40	± 83.92	16.99	± 3.73	7.23	± 2.26	0.87	± 0.50
2	298.99	± 145.05	15.25	± 1.09	0.16	± 0.04	1.38	± 0.32
3	449.71	± 168.95	12.46	± 2.48	0.18	± 0.06	1.45	± 0.78
4	157.77	± 70.77	12.21	± 2.15	3.81	± 3.40	1.06	± 0.39
5	266.72	± 54.58	19.36	± 1.94	4.20	± 1.93	2.13	± 0.39
6	249.48	± 235.84	7.22	± 1.74	0.58	± 0.19	3.13	± 0.56
7 *	481.00	± 261.37	5.91	± 1.63	2.67	± 1.02	3.81	± 2.21
8	469.37	± 125.60	6.50	± 1.35	2.96	± 2.65	2.67	± 0.85
9	905.81	± 266.98	9.99	± 2.29	0.11	± 0.02	2.76	± 0.74
10	527.91	± 231.05	9.11	± 2.34	4.12	± 0.96	2.85	± 1.25
11	586.55	± 200.67	5.10	± 3.22	3.31	± 2.38	3.20	± 0.94
12	354.71	± 223.58	12.65	± 1.38	5.36	± 3.00	2.33	± 0.41
13	689.56	± 214.10	7.76	± 2.90	5.32	± 2.97	2.65	± 1.71
14	243.16	± 201.92	6.28	± 2.52	3.65	± 3.38	3.38	± 0.75
15 *	191.81	± 117.84	8.05	± 2.34	4.07	± 1.82	1.65	± 0.59
16 *	209.73	± 43.80	10.82	± 1.56	3.54	± 1.78	1.64	± 0.30
17 *	169.12	± 79.05	7.12	± 1.48	4.16	± 2.40	1.84	± 0.64
18 *	850.57	± 410.52	12.22	± 3.48	4.06	± 2.02	2.11	± 0.76

Station Nr.	Pb		Ni		Cr	
1	3.60	± 0.73	1.10	± 0.69	1.00	± 0.63
2	2.47	± 0.87	3.03	± 1.40	0.64	± 0.44
3	5.85	± 2.58	3.97	± 1.44	0.76	± 0.27
4	1.03	± 0.56	1.74	± 1.03	1.16	± 0.39
5	3.48	± 0.80	1.76	± 0.97	3.41	± 1.31
6	1.24	± 0.61	2.26	± 0.70	0.97	± 0.48
7 *	1.77	± 0.79	3.61	± 1.48	3.07	± 1.92
8	1.47	± 0.77	1.39	± 0.31	0.69	± 0.25
9	1.63	± 0.75	1.67	± 0.47	0.94	± 0.55
10	3.43	± 1.48	1.20	± 0.64	1.05	± 0.54
11	4.98	± 2.62	2.35	± 1.14	0.96	± 0.36
12	1.70	± 0.85	2.99	± 1.60	0.64	± 0.22
13	2.19	± 0.71	2.20	± 1.45	1.69	± 0.79
14	1.11	± 0.38	1.21	± 0.35	0.65	± 0.20
15 *	1.11	± 0.37	2.65	± 1.37	1.91	± 1.20
16 *	2.91	± 1.31	1.65	± 0.56	2.27	± 1.00
17 *	1.20	± 0.92	2.18	± 0.42	1.94	± 0.92
18 *	1.10	± 0.67	1.51	± 0.43	1.91	± 1.51

Mäßig erhöht sind die **Blei**konzentrationen. In der Flensburger Förde/Geltinger Bucht liegen die Werte zwischen etwa 1 und 5,8  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (St. 4 und 3). In der Eckernförder Bucht weisen die Tiere von St. 5 im Vergleich zu denen von St. 6 höhere Pb-Gehalte auf. Da St. 5 im Bereich des Eckernförder Yachthafens liegt, wirken sich hier wahrscheinlich die anthropogen bedingten Emissionen der Kraftfahrzeugs- und Schiffsmotoren aus. In der Kieler Förde zeichnet sich St. 11 (Hörn) durch die im Mittel höchste Pb-Konzentration dieses Gebietes aus (5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Die niedrigsten Pb-Konzentrationen dieses Bereiches zeigen Muscheln der küstenferneren Station 14 (Kieler Leuchtturm). Die höchsten Bleigehalte in der Lübecker Bucht ergeben sich für St. 16 (Neustadt). Die Werte der Tiere von den anderen Stationen (15, 17 und 18) weisen keine großen Unterschiede auf (um 1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

Die **Chrom**- und **Nickel**werte sind weitgehend niedriger. Die Chromgehalte liegen in vielen Fällen etwa zwischen 1-2  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  und auch etwas darunter. Die Werte bei St. 5, Eckernförde liegen darüber (3,4  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

Bei Nickel werden Konzentrationen von 1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (z. B. St. 1, Flensburg) bis 4  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (St. 3, Flensburger Förde) und etwa 3,5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (St. 7, Bülk) gemessen.

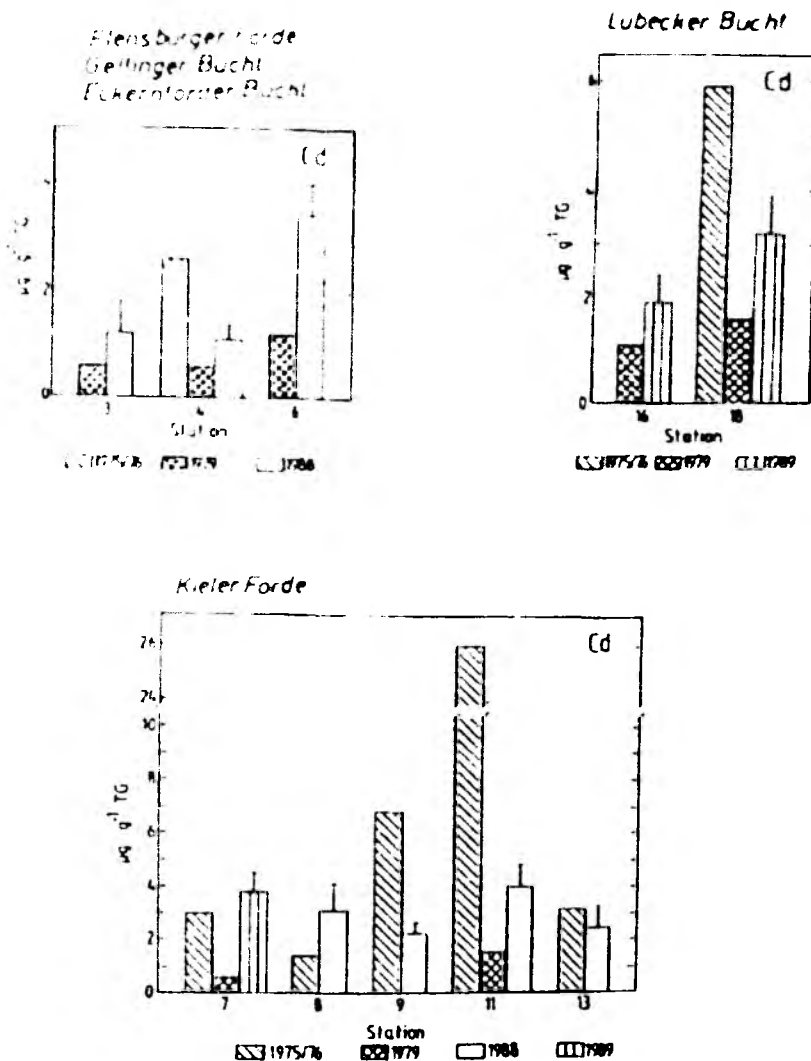
Um **Trends** im Vergleich zu früherer Belastung zu ermitteln, wurden Daten von Theede et al. (1979) und Möller (1983) herangezogen, bei denen detaillierte Standortangaben vorliegen (vgl. Tab. 2). Folgende Stationen wurden für Vergleiche benutzt: St. 3 (Flensburger Förde), St. 4 (Geltinger Bucht), St. 6 (Surendorf), St. 7 (Bülk), St. 8 (Schilksee), St. 9 (Friedrichsort), St. 11 (Hörn), St. 13 (Laboe), St. 16 (Neustadt), St. 18 (Travemünde). Für Kupfer und Blei liegen keine älteren Vergleichsdaten von den entsprechenden Standorten vor. Die Jahreszahlen in den Vergleichsangaben beziehen sich auf die Zeit der Probennahmen und nicht auf den Zeitpunkt der Veröffentlichung der Arbeiten. Den Berechnungen wurden nur Meßwerte von Exemplaren zugrunde gelegt, deren Schalenlänge (3,1 - 5,0 cm) der von Theede et al. (1979) und Möller et al. (1983) untersuchten Größenklassen entsprach.

An etlichen Standorten haben die Zinkgehalte während der genannten Dekade zugenommen. Besonders deutlich wird das an den Stationen 7 (Bülk) und 11 (Hörn) in der Kieler Förde, sowie an St. 18 (Travemünde) der Lübecker Bucht. Hierbei handelt es sich um Standorte, an denen deutliche anthropogene Einflüsse vorliegen. An den übrigen Stationen: St. 3 (Flensburger Förde) und 4 (Geltinger Bucht), sowie 6 (Eckernförder Bucht) und 16 (Lübecker Bucht) lassen die Zn-Werte keine deutliche Änderung erkennen.

**Tabelle 2:** Schwermetallkonzentration ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  TG Weichkörper) in Miesmuscheln von der schleswig-holsteinischen Ostseeküste 1975/76 (Theede et al., 1979), 1979 (Möller, 1983) und 1988/89 (ter Jung, 1991). Schalenlänge der Tiere aus 1988/89: 3,1-5 cm. Ergebnisse aus 1989 sind mit \* gekennzeichnet.

Standort Nr.	1979	Sommer 1988/89*	Frühjahr 1988/89*	Herbst 1988/89
<b>Zn</b>				
3	181	172.95 $\pm$ 40.20	363.46 $\pm$ 230.91	
4	140	115.23 $\pm$ 43.51	330.05 $\pm$ 229.46	287.61 $\pm$ 284.86
6	178	166.68 $\pm$ 96.47 *	122.92 $\pm$ 17.61 *	154.20 $\pm$ 21.75
7	151	739.46 $\pm$ 156.94 *	241.62 $\pm$ 87.56 *	
11	218	661.69 $\pm$ 253.40	325.20 $\pm$ 155.99	359.03 $\pm$ 85.71
16	136	168.87 $\pm$ 35.93 *	374.60 $\pm$ 205.72 *	229.41 $\pm$ 93.41 *
18	178	530.80 $\pm$ 39.33 *	773.73 $\pm$ 392.75 *	377.34 $\pm$ 163.22 *
<b>Ag</b>				
3	0.14	0.12 $\pm$ 0.01	0.44 $\pm$ 0.08	
4	0.06	3.91 $\pm$ 0.42	0.26 $\pm$ 0.13	2.76 $\pm$ 0.87
6	0.40	0.51 $\pm$ 0.21	0.14 $\pm$ 0.02 *	0.21 $\pm$ 0.05
7	4.80	1.52 $\pm$ 0.50 *	5.29 $\pm$ 4.37 *	
11	0.04	4.79 $\pm$ 1.03	0.19 $\pm$ 0.05	0.34 $\pm$ 0.12
16	0.04	3.67 $\pm$ 2.46 *	2.26 $\pm$ 1.46 *	4.13 $\pm$ 1.88 *
18	0.006	5.27 $\pm$ 1.93 *	4.39 $\pm$ 3.23 *	3.00 $\pm$ 0.31 *
<b>Cr</b>				
3	0.6	1.53 $\pm$ 0.31	3.58 $\pm$ 0.91	
4	< 0.2	1.12 $\pm$ 0.33	1.58 $\pm$ 0.83	1.06 $\pm$ 0.47
6	1.1	0.95 $\pm$ 0.21	0.97 $\pm$ 0.38 *	1.71 $\pm$ 0.37
7	1.0	2.63 $\pm$ 1.17 *	1.98 $\pm$ 0.61 *	
11	0.7	2.11 $\pm$ 1.74	3.48 $\pm$ 1.73	3.27 $\pm$ 1.60
16	0.5	1.94 $\pm$ 1.78 *	0.43 $\pm$ 0.34 *	0.73 $\pm$ 0.24 *
18	0.2	1.19 $\pm$ 0.57 *	0.19 $\pm$ 0.11 *	0.39 $\pm$ 0.14 *
<b>Ni</b>				
3	< 1.0	0.75 $\pm$ 0.11	1.67 $\pm$ 0.39	
4	5.0	0.61 $\pm$ 0.11	0.73 $\pm$ 0.25	0.36 $\pm$ 0.26
6	3.0	2.51 $\pm$ 0.89	0.66 $\pm$ 0.12 *	0.62 $\pm$ 0.14
7	4.0	2.54 $\pm$ 0.53 *	0.94 $\pm$ 0.26 *	
11	< 1.0	3.07 $\pm$ 1.27	0.86 $\pm$ 0.17	3.25 $\pm$ 1.03
16	1.0	1.65 $\pm$ 0.63 *	0.94 $\pm$ 0.36 *	0.96 $\pm$ 0.57 *
18	< 1.0	1.09 $\pm$ 0.37 *	0.64 $\pm$ 0.21 *	1.19 $\pm$ 0.59 *

Standort Nr.	1975/76	1979	Sommer 1988/89*	Frühjahr 1988/89*
<b>Cd</b>				
3		< 0.7	1.20 $\pm$ 0.24	1.94 $\pm$ 0.53
4	2.63	< 0.7	1.12 $\pm$ 0.28	1.58 $\pm$ 0.56
6		1.2	3.29 $\pm$ 0.66	2.08 $\pm$ 0.57 *
7	3.00	< 0.7	3.83 $\pm$ 0.63 *	3.05 $\pm$ 0.73 *
8	1.40		3.09 $\pm$ 0.97	2.65 $\pm$ 0.70
9	6.80		2.24 $\pm$ 0.38	2.52 $\pm$ 0.30
11	25.90	1.5	4.01 $\pm$ 0.78	2.57 $\pm$ 0.48
16		1.2	1.50 $\pm$ 0.45 *	4.36 $\pm$ 2.29 *
18	5.85	1.6	3.16 $\pm$ 0.69	6.78 $\pm$ 1.36 *



**Abb. 2:** Cd-Konzentrationen ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  TG Weichkörper in Miesmuscheln von ausgewählten Stationen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste in den Jahren 1975/76 (nach Theede et al. 1979) 1979 (nach Möller, 1983) und 1988/89 (nach ter Jung, 1991).

Die Cadmiumkonzentration hat sich an den ehemals besonders belasteten Standorten beträchtlich verringert. Das betrifft besonders die innere Kieler Förde (z. B. St. 11, Hörn), aber auch die Lubecker Bucht (St. 18, Travemünde). An Orten mit geringer Belastung haben sich die Daten kaum verändert (vgl. auch Abb. 2).

Die Silberkontaminationen von Miesmuscheln ergeben kein einheitliches Bild, sie weisen

vielmehr ausgeprägte jahreszeitliche Variationen auf. In den Geweben von Miesmuscheln von Station 3 (Flensburger Förde) und 6 (Eckernförder Bucht) treten im Vergleich zu 1979 keine deutlichen Konzentrationsveränderungen auf. Eine Verringerung der Ag-Werte wurde im Gewebe von Muscheln der Station 7 (Bülk) ermittelt. Erhebliche Steigerungen zeigen die Werte von Muscheln der Stationen 4 (Geltinger Bucht), 11 (Kieler Förde), 16 und 18 (beide Lübecker Bucht).

Die Chrom-Werte sind an einigen Stationen etwa unverändert bzw. schwach erhöht (St. 3, 4, 6, 18). Deutlich höhere Werte zeigen die Stationen 7, 11 und 16.

Die Nickel-Kontamination an den verschiedenen Stationen zeigt eine uneinheitliche Entwicklung. An St. 3, 6, 7, 16, 18 hat sich die Ni-Belastung der Muscheln gegenüber 1979 praktisch nicht verändert. Eine deutliche Abnahme liegt bei St. 4 (Geltinger Bucht) vor, St. 11 zeigt zeitweilige Erhöhung.

Die Schwermetallanreicherung läßt manchmal auch Beziehungen zum Alter der untersuchten Tiere erkennen. Dies kann durch den Bezug auf das Trocken- (TG) oder Schalengewicht (SG) ausgedrückt werden. Im Gegensatz zum Trockengewicht, das infolge eines unterschiedlichen Nahrungsangebotes jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen kann, wird das Schalengewicht als relativ Saison unabhängiger Parameter angesehen.

Zur Verbesserung der Genauigkeit der Trendanalysen kann es sinnvoll sein, die pro Individuum gespeicherten Metallmengen in Abhängigkeit von der Tiergröße anzugeben und dann eventuell auf eine bestimmte Tiergröße zu normalisieren. Hierbei zeigt sich, daß sich die Zn-, Cd-, und Cu-Mengen gut sowohl mit dem Trockengewicht des Weichkörpers als auch mit dem Schalengewicht korrelieren lassen. Bei Pb und Cr sind diese Korrelationen nur in geringerem Maße möglich. Am schlechtesten lassen sich Ag und Ni mit dem Trockengewicht bzw. dem Schalengewicht korrelieren.

In diesem Bericht wurde auf eine solche Vorgehensweise verzichtet, da sich dabei für den Außenstehenden wenig anschauliche Daten ergeben und zudem nicht für alle Metalle und alle Stationen signifikante Beziehungen zwischen Metallkonzentrationen bzw. -menge und den beiden Parametern auftreten. Vergleiche auf der Basis normalisierter Daten wären nur mit Einschränkungen möglich.

## Literatur

- ter Jung, Chr., 1991: Probleme des Schwermetallgehalts-Monitorings im Küstenbereich der Westlichen Ostsee. (Dissertation)
- Möller, H., Schneider, R. & Schnier, C., 1983. Trace metal and PCB content of mussels (*Mytilus edulis*) from the south-western Baltic Sea. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, **68**(5), 633-647.
- Theede, H., Andersson, I. & Lehnberg, W., 1979. Cadmium in *Mytilus edulis* from German coastal waters. *Kieler Meeresforsch.*, **27**(3), 147-155.
- Theede, H. & ter Jung, Chr., 1989. Experimental studies on the effects of some environmental factors on the accumulation and elimination of cadmium by the mussel *Mytilus edulis*. In: *Proceedings of the 21st EMBS Gdansk*. 14-19. Sept. 1986. S. 615-624.



**BERICHTE AUS DEM INSTITUT FÜR MEERESKUNDE**  
Verzeichnis der veröffentlichten Arbeiten

- 
- |        |   |   |
|--------|---|---|
| 1      | (1973) FECHNER, H.  | Orthogonale Vektorfunktionen zur stetigen Darstellung von meteorologischen Feldern auf der Kugeloberfläche  |
| 2      | (1974) SPETH, P.  | Mittlere Meridionalschnitte der verfügbaren potentiellen Energie für jeden Januar und Juli aus dem Zeitraum 1967 bis 1972   |
| 3      | (1974) SPETH, P.  | Mittlere Horizontalverteilungen der Temperatur und der verfügbaren potentiellen Energie und mittlere Meridionalschnitte der Temperatur für jeden Januar und Juli aus dem Zeitraum 1967 bis 1972 |
| 4      | (1974) DEFANT, Fr.  | Das Anfangstadium der Entwicklung einer baroklinen Wellenstörung in einem baroklinen Grundstrom   |
| 5      | (1974) FECHNER, H   | Darstellung des Geopotentials der 500 mb-Fläche der winterlichen Nordhalbkugel durch natürliche Orthogonalfunktionen  |
| 7      | (1974) SPETH, P.  | Die Veränderlichkeit der atmosphärischen Zirkulation, dargestellt mit Hilfe energetischer Größen  |
| 8      | (1975) SKADE, H.  | Eine aerologische Klimatologie der Ostsee. Teil I - Textband  |
| 9      | (1975) SKADE, H.  | Eine aerologische Klimatologie der Ostsee. Teil II - Abbildungsband   |
| 10     | (1975) MÖLLER, H.   | Bestimmungstabellen für die Fischparasiten der Kieler Bucht   |
| 11     | (1975) KEUNECKE, K.H.,<br>KOHN, H.,<br>KRAUSS, W.,<br>MIOSGA, G.,<br>SCHOTT, F.,<br>SPETH, P.,<br>WILLEBRAND, J.,<br>ZENK, W. | Baltic 75 - Physikalischer Teil<br>Messungen des IfM, der FWG und der DFVLR   |
| 3      | (1975) RUMOHR, H.   | Der Einfluß von Temperatur und Salinität auf das Wachstum und die Geschlechtsreife von nutzbaren Knochenfischen (Eine Literaturstudie)  |
| 4      | (1975) PULS, K.E.,<br>MEINCKE, J.   | General Atmospheric Circulation and Weather Conditions in the Greenland-Scotland Area for August and September 1973   |
| 5      | (1975) MÖLLER, H.   | Bibliography on parasites and diseases of marine fishes from North Sea and Baltic Sea   |
| 6      | (1975) LÖBE, D.   | Schwermetall-Kontamination von Phytoplankton unter natürlichen Verhältnissen und in Laborkulturen   |
| 7      | (1976) BEHR, H.D.   | Untersuchungen zum Jahresgang des atmosphärischen Wärmehaushalts für das Gebiet der Ostsee. Teil I - Textband   |
| 1      | (1976) BEHR, H.D.   | Untersuchungen zum Jahresgang des atmosphärischen Wärmehaushalts für das Gebiet der Ostsee. Teil II - Abbildungsband  |
| 1      | (1976) BROCKMANN, Ch.,<br>MEINCKE, J.,<br>PETERS, H.,<br>SIEDLER, G.,<br>ZENK, W.   | GATE - Oceanographic Activities on FRG-Research Vessels   |
| a      | (1977) WILLEBRAND, J.   | Inverse Analysis of the Trimooored Internal Wave Experiment (IWEX) Part 1   |
| b      | MÜLLER, P.,<br>OLBERS, D.J.   | Part 2  |
| (1976) | MÖLLER, H.  | Die Biologie des Flachwassers vor der westdeutschen Ostseeküste und ihre Beeinflussung durch die Temperatur   |

- 22 (1976) PETERS, H. GATE - CTD Data measured on the F.R.G. Ships Shipboard Operations-Calibration-Editing
- 23 (1976) KOLTERMANN, K.P., MEINCKE, J., MÜLLER, T. Overflow '73 - Data Report 'Meteor' and 'Meerkatze 2'
- 24 (1976) LIEBING, H. Grundlagen zur objektiven Ermittlung eines Bodenluftdruckfeldes für ein begrenztes Gebiet (Ostsee)
- 25 (1976) SIMONS, T.J. Topographic and Baroclinic Circulations in the Southwest Baltic
- 26 (1976) KIELMANN, J., HOLTORFF, J., REIMER, U. Data Report Baltic '75
- 27 (1976) BEHRENDT, J. Der Zusammenhang zwischen wahrem und geostrophischem Wind über der Ostsee während "Baltic '75"
- 28 (1977) DEFANT, Fr., SPETH, P. Zwischenbericht der Arbeitsgruppe "Diagnose Empirischer Felder der Allgemeinen Atmosphärischen Zirkulation" im Schwerpunkt "Energiehaushalt und Zirkulation der Atmosphäre" der Deutschen Forschungsgemeinschaft
- 29 (1977) MEINCKE, J. Measurements of Currents and Stratification by FRV "Anton Dohrn" during the GATE Equatorial Experiment
- 30 (1977) SANFORD, Th. Design Concepts for a Shallow Water Velocity Profiler and a Discussion of a Profiler Based on the Principles of Geomagnetic Induction
- 31 (1977) MÖLLER, H. Indexed bibliography on parasites and diseases of marine fish from North Sea and Baltic Sea (2nd edition)
- 32 (1977) BROCKMANN, Ch., HUGHES, P., TOMCZAK, M. Data Report on Currents, Winds and Stratification in the NW African Upwelling Region during early 1975
- 33 (1977) SIERTS, H.W. Meteorologische Einflüsse auf das Auftriebsgebiet vor Nordwest-Afrika
- 34 (1977) CUBASCH, U. Spektren des Windes über Land und über Meer im Periodenbereich von 1 Minute bis 1 Tag
- 35 (1977) KAMINSKI, U. Klassifikation der Wetterlagen über dem Watterschiff - C - durch vertikale natürliche Orthogonalfunktionen
- 36 (1977) JECKSTRÖM, W. Eine Entwicklung des Geopotentialfeldes der 500 mb-Fläche im Winter der Nordhalbkugel in natürliche Orthogonalfunktionen und eine Interpretation der Ergebnisse im Zusammenhang mit tatsächlichen synoptischen groß-skaligen Wetterlagen
- 37 (1977) CLAUSS, E., HESSLER, G., SPETH, P., UHLIG, K. Datendokumentation zum meteorologischen Meßprojekt 1976
- 38 (1977) KIRK, E. Objektive Analysen meteorologischer Parameter über der Kieler Bucht
- 40 (1978) OSTHAUS, A., SPETH, P. Large-scale horizontal fluxes of sensible energy and of momentum caused by mean standing eddies for each January and July of the period 1967 until 1976

- 41 (1978) SPETH, P. Mean meridional cross-sections of the available potential energy for each January and July of the period 1973 until 1976
- 42 (1978) SPETH, P. Mean meridional cross-sections of the available potential energy for each April and October of the period 1967 until 1976
- 43 (1978) SPETH, P. Mean horizontal fields of temperature available potential energy and mean meridional cross-sections of temperature for each January and July of the period 1967 until 1976
- 44 (1978) FECHNER, H. Darstellung meteorologischer Felder mit endlichem Definitionsgebiet durch Reihen orthogonaler Funktionen
- 45 (1978) RIECKE, W. In der Meteorologie benutzte objektive horizontale Analysenverfahren im Hinblick auf die Anwendung bei wissenschaftlichen Untersuchungen
- 46 (1978) OSTHAUS, A. Die Struktur der stehenden Temperatur- und Geopotentialwellen im Januar und Juli und die durch sie hervorgerufenen Transporte von sensibler Energie und Drehimpuls
- 47 (1978) CORNUS, H.-P. Untersuchungen zu Deckschichtänderungen und zur Anwendbarkeit eindimensionaler Deckschichtmodelle im äquatorialen Atlantik während GATE 1974
- 48 (1978) WÖRNER, F.G.,  
KÜHN, A. Liste der Mikronekton- und Zooplanktonfänge der Deutschen Antarktis-Expedition 1975/76
- 49 (1978) DETLEFSEN, H. Wasseroberflächentemperaturen und Luftdruckdifferenzen im Auftriebsgebiet vor Nordwest-Afrika von 1969-1976
- 50 (1978) MENGELKAMP, H.-T. Wind-, Temperatur- und Feuchteprofile über der Ostsee während des Meßprojektes "Kieler Bucht" 1976
- 51 (1978) BROCKMANN, C.,  
FAHRBACH, E.,  
URQUIZO, W. ESACAN - Data report
- 52 (1978) STRÜFING, R. Die Struktur der atmosphärischen Temperatur- und Geopotentialwellen und die durch sie hervorgerufenen Transporte von sensibler Energie und Drehimpuls während eines vierteljährigen Winterzeitraums November 1967 - Januar 1968
- 53 (1978) SPETH, P. Mean horizontal fields of temperature and geopotential height for each January, April, July and October for the period 1967 - 1976
- 54 (1978) KREY, J.†  
BABENERD, B.,  
LENZ, J. Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht: 1957-1975 - 1. Datenband
- 55 (1978) PAULY, D. A preliminary compilation of fish length growth parameters
- 56 (1978) WITTSTOCK, R.-R. Vergleich der aus Temperatur- und Dichtefluktuationen berechneten Vertikalgeschwindigkeit im G A T E-Gebiet
- 57 (1978) STRUVE, S. Transport und Vermischung einer passiven Beimengung in einem Medium mit einem vorgegebenen Geschwindigkeitsfeld
- 58 (1978) MÖLLER, H. Effects of Power Plant Cooling on Aquatic Biota - An Indexed Bibliography -
- 59 (1978) JAMES, R.,  
WÖRNER, F.G. Results of the Sorting of the Mikronekton and Zooplankton Material sampled by the German Antarctic Expedition 1975/76
- 60 (1978) WÖRNER, F.G. Liste der Mikronekton- und Zooplanktonfänge der 2. Deutschen Antarktis-Expedition 1977/78
- 61 (1978) SCHWEIMER, M. Physikalisch-ozeanographische Parameter in der westlichen Ostsee - Eine Literaturstudie -

- 62 (1979) MÜLLER, T.J.,  
MEINCKE, J.,  
BECKER, G.A. Overflow '73: The Distribution of Water Masses on the Greenland-Scotland Ridge in August/September 1973 - A Data Report -
- 63 (1979) PAULY, D. Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy's growth formula
- 64 (1979) WÜBBER, C. Die zweidimensionalen Seiches der Ostsee
- 65 (1979) KILS, U. Schwimmverhalten, Schwimmleistung und Energiebilanz des antarktischen Krills, *Euphausia superba* - Ergebnisse der zweiten deutschen Antarktis-Expedition des "FFS Walther Herwig" im Südsommer 1977/78
- 66 (1979) KREMLING, K.,  
OTTO, C.,  
PETERSEN, H. Spurenmetall-Untersuchungen in den Förden der Kieler Bucht - Datenbericht von 1977/78
- 67 (1979) RHEINHEIMER, G. Mikrobiologisch-ökologische Untersuchungen in verschiedenen Flüssen Schleswig-Holsteins - Zusammenstellung von Daten -
- 68 (1979) KNOLL, M. Zur Wärmebilanz der ozeanischen Deckschicht im GATE-Gebiet
- 69 (1979) ZENK, W.,  
SCHAUER, U.,  
PETERSOHN, U.,  
MITTELSTAEDT, R.U. Bodenströmungen und Schichtungsverhältnisse in der nördlichen Kieler Bucht im März 1978
- 70 (1979) REDELL, R.-D. Winderzeugte Trägheitsbewegungen und Energiekorrelationen interner Wellen im tropischen Atlantik
- 72 (1979) HERRMANNSEN, U. Energiespektren von Temperatur, Geopotential und Wind an ausgewählten Gitterpunkten des DWD-Gitternetzes der Nordhalbkugel
- 73 (1979) PERKUHN, J. Spektrale Betrachtung der großskaligen Transporte von sensibler Energie und Drehimpuls an ausgewählten Gitterpunkten des DWD-Gitternetzes der Nordhemisphäre
- 74 (1979) VOGL, Ch. Die Struktur der stehenden Temperatur- und Geopotentialwellen im April und Oktober und die durch sie hervorgerufenen Transporte von sensibler Energie und Drehimpulse
- 75 (1980) NIELAND, H. Die Nahrung von Sardinen, Sardinellen und Maifischen vor der Westküste Afrikas
- 76 (1980) DAMM, U. Langfristige Veränderungen in der Verbreitung von Nordseefischen, untersucht durch Korrelations- und Varianzanalyse
- 77 (1980) DAUB, P. Wind-, Temperatur- und Feuchteprofile über der Kieler Bucht im Zeitraum April bis Oktober 1977
- 78 (1980) EBBRECHT, H.-G. Die verfügbare potentielle Energie des Planetarischen Wirbels und ihre jährliche Variation
- 79 (1980) WOSNITZA-MENDO, C. Zur Populationsdynamik und Ökologie von *Tilapia rendalli* (Blgr.) im Lago Sauce (Peru)
- 80 (1981) ZEITZSCHEL, B.,  
ZENK, W. ANTARKTIS 80/81, Beobachtungen und erste Ergebnisse der "Meteor"-Reise 56 aus der Scotia-See und der Bransfield-Straße im November/Dezember 1980 (ANT I): ein nautischer und wissenschaftlicher Bericht
- 81 (1981) STRUNK, H.A. Die kinetische Energie des planetarischen Wirbels und ihre jährliche Variation
- 82 (1981) PETERS, H. Zur Kinematik eines stochastischen Feldes interner Wellen in einer Scherströmung
- 83 (1981) WILLEBRAND, J. Zur Erzeugung großräumiger ozeanischer Strömungsschwankungen in mittleren Breiten durch veränderliche Windfelder
- 84 (1981) STRAMMA, L. Die Bestimmung der Dynamischen Topographie aus Temperaturdaten aus dem Nordostatlantik

- 85 (1981) **BÄUERLE, E.** Die Eigenschwingungen abgeschlossener, zweigeschichteter Wasserbecken bei variabler Bodentopographie
- 86 (1981) **MÖLLER, H.** Feldführer zur Diagnose der Fischkrankheiten und wichtigsten Fischparasiten in Nord- und Ostsee
- 87a (1981) **KIELMANN, J.** Grundlagen und Anwendung eines numerischen Modells der geschichteten Ostsee - Teil 1 -
- 87b (1981) **KIELMANN, J.** - Teil 2 - (Anhang, Literatur, Abbildungen)
- 88 (1981) **WOODS, J.D.** The GATE Lagrangian Batfish Experiment - Summary Report -
- 89 (1981) **LEACH, H.,  
MINNETT, P.J.** The GATE Lagrangian Batfish Experiment - Data Report -
- 90 (1981) **MÜLLER, T.J.** Current and temperature measurements in the North-East Atlantic during NEADS - a data report
- 91 (1981) **LUPATSCH, J.,  
NELLEN, W.** Der Zustand der Fischbestände in der Schlei und die Entwicklung der Fischerei im Zeitraum 1962 - 1981
- 92 (1981) **HESSLER, G.** Untersuchung bodennaher Temperatur- und Windfelder im Übergangsbereich Land-See am Beispiel der Kieler Bucht
- 93 (1981) **STEINHAGEN-  
SCHNEIDER, G.** *Fucus vesiculosus* als Schwermetall-Bioakkumulator - Der Einfluß von Temperatur, Salzgehalt und Metallkombination auf die Inkorporationsleistung
- 94 (1982) **RIEGER, K.-W.** Die räumliche und zeitliche Veränderlichkeit des meridionalen Transportes sensibler Energie im 850 und 200 mb-Niveau während eines Jahres (1975)  
- Teil 1 - Textband  
- Teil 2 - Abbildungsband
- 95 (1982) **MYDLA, B.** Longitudinale und zeitliche Veränderlichkeit des durch stehende und wandernde Wellen getätigten meridionalen Transportes von relativem Drehimpuls im 200 und 500 mb-Niveau in der Breitenzone von 20° bis 60°N während des Jahres 1975  
- Teil 1 - Textband  
- Teil 2 - Abbildungsband
- 96 (1982) **WILLENBRINK, E.** Wassermassenanalyse im tropischen und subtropischen Nordostatlantik
- 97 (1982) **HORCH, A.,  
MINNETT, P.,  
WOODS, J.D.** CTD Measurements Made From F.S. POSEIDON During JASIN 1978 - A Data Report -
- 98 (1982) **ASTHEIMER, H.** Die Variabilität der Phytoplanktonschichtung in driftenden Wasserkörpern. Untersuchungen aus dem Skagerrak, Kattegat und Bornholm-Becken im März 1979
- 99 (1982) **QUADFASSEL, D.** Über den Monsunresponse der Zirkulation im westlichen äquatorialen Indischen Ozean
- 100 (1982) **LEACH, A.** Spektrale Untersuchungen des Geopotentials und des Geostrophischen Windes im 200 mb-Niveau und Parametrisierung von großturbulentem meridionalen Drehimpulstransport
- 101 (1982) **SIEDLER, G.** SI-Einheiten in der Ozeanographie  
(1988) 2. revidierte Auflage
- 102 (1982) **STRUVE-BLANCK, S.** Die Strömungen in der Kieler Bucht
- 103 (1982) **KÄSE, R.,  
RATHLEV, J.** CTD-Data from the North Canary Basin - "Poseidon" Cruise 86/2 - 26 March - 13 April, 1982
- 104 (1982) **KRAUSS, W.,  
WÜBBER, CH.** A detailed description of a semispectral model on the  $\beta$ -plane
- 105 (1982) **SCHAUER, U.** Zur Bestimmung der Schubspannung am Meeresboden aus der mittleren Strömung
- 106 (1983) **HORSTMANN, U.** Distribution patterns of temperature and watercolour in the Baltic Sea as recorded in satellite images: Indicators for phytoplankton growth

- 107 (1982) WITTSTOCK, R.-R. Zu den Ursachen bodennaher Strömungsschwankungen in der nordöstlichen Kieler Bucht
- 108 (1982) SCHRÖDER, M. Das statische Verhalten von Einpunktverankerungen bei Anströmung
- 109 (1982) BREITENBACH, J., SCHRÖDER, M. Anleitung für Benutzer des Rechenprogramms STASIP (statics of single-point moorings)
- 110 (1983) BAUERFEIND, E., BOJE, R., FAHRBACH, E., LENZ, J., MEYERHÖFER, M., ROLKE, M. Planctological and chemical data from the Atlantic at 22°W obtained in February to June 1979 ("FGGE-Equator '79")
- 111 (1983) SY, A. Warmwassersphäre - Handling and Processing of Hydrographic Data - - Technical Report -
- 112 (1983) KETZLER, C. Zur Kinematik der Gezeiten im Rockall-Gebiet
- 113 (1983) FAHRBACH, E. Transportprozesse im zentralen äquatorialen Atlantik und ihr Einfluß auf den Wärmeinhalt
- 114 (1983) MÜLLER, T.J., ZENK, W. Some Eulerian current measurements and XBT-sections from the North East Atlantic - October 1980 - March 1982 - A Data Report -
- 115 (1983) VIEHOFF, Th. Bestimmung der Meeresoberflächentemperatur mittels hochauflösender Infrarot-Satellitenmessungen
- 116 (1983) HILLER, W., KÄSE, R.H. Objective analysis of hydrographic data sets from mesoscale surveys
- 117 (1983) PRICE, J.M. Historic hydrographic and meteorological data from the North Atlantic and some derived quantities
- 118 (1983) FAHRBACH, E., KRAUSS, W., Nordostatlantik '81 - Data Report -
- 119 (1983) MEINCKE, J., SY, A. Nordostatlantik '82 - Data Report -
- 120 (1983) HORCH, A., BARKMANN, W., WOODS, J.D. Die Erwärmung des Ozeans hervorgerufen durch solare Strahlungsenergie
- 121 (1983) SINN, M. Berechnung der solaren Bestrahlung einer Kugel sowie des menschlichen Körpers aus Werten der Global- und Himmelsstrahlung
- 122 (1984) ASMUS, H. Freilanduntersuchungen zur Sekundärproduktion und Respiration benthischer Gemeinschaften im Wattenmeer der Nordsee
- 123 (1984) BREY, Th. Gemeinschaftsstrukturen, Abundanz, Biomasse und Produktion des Makrozoobenthos sandiger Böden der Kieler Bucht in 5 - 10 m Wassertiefe
- 124 (1984) KREMLING, K., WENCK, A. Chemical Data from the NW African Upwelling Region ("Auftrieb '75" and "Ostatlantik-Biozirkel 1983")
- 125 (1984) STRAMMA, L. Wassermassenausbreitung in der Warmwassersphäre des subtropischen Nordostatlantiks
- 126 (1984) JÄGER, T., NELLEN, W., SELL, H. Beleuchtete Netzgehegeanlagen zur Aufzucht von Fischbrut bis zur Setzlingsgröße - Eine Bauanleitung und Aufzuchtbeschreibung -
- 127 (1984) MÜLLER, T.J. Eulerian Current Measurements from the North East Atlantic - March 1982 - October 1983 - A Data Report -
- 128 (1984) WOODS, J.D. The Warmwatersphere of the Northeast Atlantic - A Miscellany -
- 128 (1987) WOODS, J.D. The Warmwatersphere of the Northeast Atlantic - A Miscellany - (second, expanded edition)

- 129 (1984) **FINKE, M.** Messungen zum Widerstandsbeiwert von Verankerungskomponenten
- 130 (1984) **GERLACH, S.A.** Oxygen Depletion 1980 - 1983 in Coastal Waters of the Federal Republic of Germany. First Report of the Working Group "Eutrophication of the North Sea and the Baltic"
- 131 (1984) **ASMUS, R.** Benthische und pelagische Primäproduktion und Nährsalzbilanz  
Eine Freilanduntersuchung im Watt der Nordsee
- 132 (1984) **BAUER, J.,  
WOODS, J.D.** Isopycnic Atlas of the North Atlantic Ocean -  
- monthly mean maps and sections -
- 133 (1984) **KNOLL, M.** Feinstrukturen in der jahreszeitlichen Sprungschicht im JASIN-Gebiet
- 134 (1984) **FAHRBACH, E.,  
KRAUSS, W.,  
MEINCKE, J.,  
SY, A.** Nordostatlantik '83 - Data Report -
- 135 (1984) **SAURE, G.** Verhalten der Freifallprofilsonde FPS
- 136 (1984) **FIEDLER, M.,  
TEMMING, A.,  
WEIGELT, M.** Eine Analyse der fischereibiologischen und fischereilichen Verhältnisse in einem für die Ölförderung genutzten Offshore-Bereich des deutschen Ostseegebietes
- 137 (1985) **BÖNING, C.** Eine Untersuchung der Dynamik der windgetriebenen ozeanischen Zirkulation mit einem wirbelauflösenden barotropen Modell
- 138 (1985) **WEIGELT, M.** Auswirkungen des Sauerstoffmangels 1981 auf Makrozoobenthos und Bodenfische in der Kieler Bucht
- 139 (1985) **BREITENBACH, J.,  
ZENK, W.,  
DASCH, W.,  
WITTSTOCK, R.-R.,  
SCHLOSSER, P.** A compilation of hydrographic data from the Canary Basin, October to November 1983
- 140 (1985) **LENZ, J.,  
SCHNEIDER, G.,  
ELBRÄCHTER, M.,  
FRITSCH, P.,  
JOHANNSEN, H.,  
WEISSE, T.** Hydrographic, chemical, and planktological data from the North-West-African upwelling area, obtained from february to april 1983  
(OSTATLANTIC-BIOZIRKEL)
- 141 (1985) **OSTERROHT, C.,  
WENCK, A.,  
KREMLING, K.,  
GÖCKE, K.** Chemical planktological and microbiological investigations at an anchor station in Kiel Bight during 1981/82
- 142 (1985) **ENNENGA, U.** Objektive Analyse aktueller Wind- und Druckfelder über dem Nordatlantik
- 143 (1985) **BAUER, J.,  
FISCHER, J.,  
LEACH, H.,  
WOODS, J.D.** SEA ROVER Data Report I - North Atlantic Summer 1981 - NOA '81 -
- 144 (1985) **WEISSE, Th.** Die Biomasse und Stoffwechselaktivität des Mikro- und Mesozooplanktons in der Ostsee
- 145 (1985) **NISSLBECK, P.,  
VOIGT, M.,  
KIM, S.J.,  
BOLMS, G.,  
HOPPE, H.-G.** Auswirkungen von Salzgehalts- und Temperaturänderungen auf die Extrazelluläre Enzymaktivität marin-pelagischer Mikroorganismen
- 146 (1985) **FAHRBACH, E.,  
KRAUSS, W.,  
MEINCKE, J.,  
SY, A.** Nordatlantik '84 - Data Report -
- 147 (1985) **PAULY, D.** Zur Fischereibiologie tropischer Nutztier - Eine Bestandsaufnahme von Konzepten und Methoden -

- 148 (1985) BABENERD, B.,  
ZEITZSCHEL, B. Trends für eintragsrelevante Faktoren und für die Nährsalzkonzentrationen im Wasser der Kieler Bucht - Ein Beitrag zur Erforschung der Eutrophierung der Nord- und Ostsee -
- 149 (1986) BREY, T.,  
PAULY, D. Electronic Length Frequency Analysis - A User's Guide to ELEFAN 0, 1 AND 2 (Revised and Expanded Version)
- 150 (1985) LIPPERT, A. Erzeugung niederfrequenter ozeanischer Variabilität durch fluktuierende Windfelder
- 151 (1986) ZARKESCHWARI, N. Fische als Fischräuber, dargestellt an der Nahrung demersaler Fische der Nordsee
- 152 (1986) STIENEN, Ch. Die Phytoplanktonentwicklung in Abhängigkeit von der Nährsalzkonzentration  
Ein Vergleich zwischen Kieler Förde und Kieler Bucht
- 153 (1986) BAUER, E. Isopyknische und diapyknische Ausbreitungsvorgänge im tropischen und subtropischen Nordatlantik
- 154 (1986) AMBAR, I. et al.  
(TOPOGULF GROUP) TOPOGULF - A joint programme initiated by IFREMER, Brest (France) - IFM, Kiel (W.Germany)  
- Data Report -
- 155 (1986) DICKE, M. Vertikale Austauschkoeffizienten und Porenwasserfluß an der Sediment/Wasser-Grenzfläche
- 156 (1986) ONKEN, R. Numerische Simulation der Erzeugung und Instabilität mesoskaliger Fronten  
Numerical Simulation of the Generation and Instability of Mesoscale Fronts
- 157 (1986) WENZEL, M.K.CH. Die mittlere Zirkulation des Nordatlantik auf der Grundlage klimatologischer hydrographischer Daten
- 158 (1986) BARTHEL, K.-G. Die Stellung dominanter Copepoden-Arten im Nahrungsgefüge typischer Wasserkörper der Grönland-See
- 159 (1986) WÜBBER, Ch. Ein numerisches Modell zur Untersuchung barokliner Rossby-Wellen im Nordatlantik
- 160 (1987) ISEMER, H.-J. Optimierte Parametrisierungen der klimatologischen Energie- und Impulsflüsse an der Oberfläche des Nordatlantik
- 160a (1987) ISEMER, H.-J. The Bunker Climate Atlas of the North Atlantic Ocean - a technical description of the data tape -
- 161 (1987) SCHLÜSSEL, P. Infrarotfernerkundung von Oberflächentemperaturen sowie atmosphärischen Temperatur- und Wasserdampfstrukturen
- 162 (1987) VIEHOFF, Th. Bestimmung mesoskaliger Variabilitäten der Oberflächen-temperatur und der Attenuation im Nordatlantik aus Satellitenmessungen
- 163 (1986) KILS, U. Verhaltensphysiologische Untersuchungen an pelagischen Schwärmen  
Schwarmbildung als Strategie zur Orientierung in Umwelt-Gradienten  
Bedeutung der Schwarmbildung in der Aquakultur
- 164 (1987) FISCHER, J. Struktur und Dynamik einer mesoskaligen Front im Wirbelfeld des Nordatlantischen Stromes
- 165 (1987) STAMMER, D.  
WOODS, J.D. Isopycnic Potential Vorticity Atlas of the North Atlantic Ocean  
- monthly mean maps -
- 166 (1987) MÜLLER, T.J.,  
FINKE, M.,  
DASCH, W.,  
WITTSTOCK, R.-R. Hydrographic and current measurements in the North-East Atlantic Ocean Data Report F.S. Meteor Cruises 69/5 and 69/6 October to November 1984
- 167 (1987) BECKMANN, A. Die Modellierung mesoskaliger quasigeostrophischer Instabilität



- 168 (1987) ROLKE, M. Ein Verfahren zur Auswertung von Zooplanktonfeldproben mittels der quantitativen automatischen Bildanalyse am Beispiel von Material der "Meteor-Aquatorexpedition 1979"
- 169 (1987) STEGMANN, P.M. Untersuchungen zur Variabilität der sonnenlichtangeregten Fluoreszenz von Phytoplankton in der Ostsee im Hinblick auf Fernerkundung
- 170 (1987) MÜLLER, T.J. Analyse niederfrequenter Strömungsschwankungen im Nordostatlantik
- 171 (1987) BARKMANN, W. Der Einfluß der Wärmebilanz auf die Struktur der saisonalen Grenzschicht
- 172 (1988) FINKE, M. Zirkulation und Rossbywellen im Kanarenbecken
- 173 (1987) SIEDLER, G.  
SCHMICKLER, H.  
MÜLLER, T.J.  
SCHENKE, H.W.  
ZENK, W. Forschungsschiff METEOR, Reise Nr. 4  
Kapverden-Expedition, Oktober - Dezember 1986
- 174 (1987) SCHNEIDER, G.  
LENZ, J. Die Bedeutung der Größenstruktur und des Stoffumsatzes des Zooplanktons für den Energietransfer im pelagischen Ökosystem der Auftriebsregion vor NW-Afrika
- 175 (1987) LEACH, H.  
DIDDEN, N.  
FIEKAS, V.  
FISCHER, F.  
HORCH, A.  
WOODS, J. SEA ROVER Data Report II - North Atlantic Summer 1983 - NOA '83 -
- 176 (1987) WEIGELT, M. Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Bodenfauna der Kieler Bucht
- 177 (1988) BREY, TH.  
SORIANO, M.  
PAULY, D. Electronic length frequency analysis. A revised and expanded user's guide to elefan 0, 1 and 2 (2nd Edition)
- 178 (1988) HALBEISEN, H.-W.† In der Überarbeitung von  
SCHÖFER, W. Bestimmungsschlüssel für Fischlarven der Nordsee und angrenzender Gebiete
- 179 (1988) GERDES, R. Die Rolle der Dichtediffusion in numerischen Modellen der nordatlantischen Zirkulation
- 180 (1988) LENZ, J.  
SCHNEIDER, G.  
EL HAG, A.G.D.  
GRADINGER, R.  
FRITSCH, P.  
MOIGIS, A.  
PILLEN, T.  
ROLKE, M.  
WEISSE, T. Planktological data from the central Red Sea and the Gulf of Aden  
(R.V. "Meteor", cruise No. 5/2, January-March 1987)
- 181 (1988) SIEDLER, G.  
BLÖBAUM, H.  
KOY, U.  
MEYER, P.  
ZENK, W.  
ZWIERZ, M. Schwankungen des Wärmeinhalts der Warmwassersphäre im Nordatlantik, Meßprogramm 1984 - 1986
- 182 (1988) HÜTTEL, M. Zur Bedeutung der Macrofauna für die Nährsalzprofile im Wattsediment
- 183 (1988) ABELE, D. Carotinoide als biogene Marker für benthische Makroalgen im Sediment der Kieler Bucht
- 184 (1988) MÜLLER, T.J.  
SIEDLER, G.  
ZENK, W. Forschungsschiff METEOR Reise Nr. 6. ATLANTIK 87/88, Fahrtabschnitte Nr. 1 - 3, Oktober - Dezember 1987
- 185 (1988) BUCHHOLZ, F. Zur Lebensweise des antarktischen und des nordischen Krills, Euphausia superba und Meganyctiphanes norvegica.

- 186 (1988) BREY, TH. Der Einfluß physikalischer und biologischer Faktoren auf Struktur und Dynamik der Sublitoralen Macoma-Gemeinschaft der Kieler Bucht
- 187 (1989) STRASS, V. Physikalisch kontrollierte saisonale und horizontale Variabilität von Chlorophyllprofilen.  
- Ergebnisse hydrographisch-optischer Schnitte zwischen den Azoren und Grönland
- 188 (1989) ABTEILUNG  
MARINE  
MIKROBIOLOGIE  
INSTITUT FÜR  
MEERESKUNDE Forschungen der Abteilung Marine Mikrobiologie des Instituts für Meereskunde an der Universität Kiel  
1964 - 1989
- 189 (1989) TEMMING, A. Biologie und Populationsdynamik der Kliesche (Limanda limanda L.) in der Ostsee
- 190 (1989) NACKE, G. Ableitung der Bodenalbedo aus METEOSAT-Daten
- 191 (1990) SICH, H. Die benthische Ciliatenfauna bei Gabelsflach (Kieler Bucht) und deren Beeinflussung durch Bakterien  
- Eine Studie über Menge, Biomasse, Produktion, Bakterieningestion und Ultrastruktur von Mikroorganismen -
- 192 (1990) PASSOW, U. Vertikalverteilung und Sedimentation von Phytoplanktonarten in der mittleren Ostsee während des Frühjahres 1986
- 193 (1990) EVERSBERG, U. Abbau und Akkumulation von organischer Substanz in den Sedimenten der Kieler Bucht
- 194 (1990) MAROTZKE, J. Instabilities and Multiple Equilibria of the Thermohaline Circulation
- 195 (1990) JOCHEM, F. Zur Struktur und Dynamik autotropher Ultraplankton-Gemeinschaften in marinen Warmwasser-Ökosystemen
- 196 (1990) GRADINGER, R. Zur Bedeutung des Pico- und Nanoplanktons in polaren Regionen am Beispiel der Grönländischen See.
- 197 (1990) SCHULZ, D. Chlorbiphenyle im Meerwasser des Nordatlantiks und der Nordsee - Zur Problematik der Bestimmung und Aufarbeitung von Chlorbiphenylen
- 198 (1990) WAGNER, D. Ein semi-statistisches Verfahren zur Fernerkundung von troposphärischen Wasserdampfprofilen über dem Ozean
- 199 (1990) KÄHLER, P. Denitrifikation in marinen Küstensedimenten (Kieler Bucht, Ostsee)
- 200 (1990) KROST, P. Der Einfluß der Grundschieppnetzfisherei auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna der Kieler Bucht (Westl. Ostsee)
- 201 (1990) GALVAO, H.M. Die Rolle der Nanoflagellaten im Nahrungsnetz eines Brackwassergebietes (Westliche Ostsee)

- 202 (1990) MÜLLER, T.J.  
XU, J.  
LLINAS, O.  
PEREZ-MARTELL, E. Hydrographic and Current Observations in the North-East Atlantic Ocean  
- Data Report F.S. POLARSTERN Cruise ANT IV/Ib,  
F.S. POSEIDON Cruise 124,  
B.O. TALIARTE Cruise XIV - September to December 1985
- 203 (1991) WOLF, K.U. Meridionale Variabilität des physikalischen und planktologischen Jahreszyklus  
- Lagrange'sche Modellstudien im Nordatlantik -
- 204 (1991) FIEDLER, M. Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnahrung
- 205 (1991) SCHNEIDER, G.  
LENZ, J.  
ROLKE, M. Zum Bestand und Stoffumsatz des Ultra-, Mikro- und Mesoplanktons im Roten Meer und im Golf von Aden
- 206 (1991) FORSTER, S. Die Bedeutung biogener Strukturen für den Sauerstofffluß ins Sediment
- 207 (1991) ANDERS, K.  
MÖLLER, H. Epidemiologische Untersuchungen von Fischkrankheiten im Wattenmeer
- 208 (1991) BRETTAR, I. Denitrifikation in der Wassersäule der zentralen Ostsee: Regulationsfaktoren und mikrobiologische Aspekte
- 210 (1991) KITLAR, J. Der Einfluß der Bioturbation auf den Transport gelöster Stoffe im Porenwasser.
- 211 (1991) LAPP, B. Eutrophierung und Metallmobilität in marinen Sedimenten der Kieler Bucht
- 212 (1991) TEUCHER, M.W. Luminophoren und ein neues Bildauswertungssystem zur Darstellung des bioturbaten Partikeltransports in marinen Sedimenten
- 213 (1990) REMANE, K. Influence of the Bioturbation of Callianassa and Lanice on the Heavy Metal Profiles (Fe, Mn, Zn) on a Muddy Sand Sediment of the German Bight (North Sea)
- 214 (1991) WESNICK, B. Untersuchungen zum Abbau von Fremdstoffen in umweltrelevanten Konzentrationen durch mikrobielle Mischpopulationen aus der westlichen Ostsee
- 215 (1991) GERICKE, H. Der bakterielle Abbau ausgewählter chemischer Verbindungen in niedrigen Konzentrationen im Elbe-Ästuar
- 216 (1991) LIU, Qu. A Radiation Budget Index at the Top of the Atmosphere Derived from Meteosat Climate Data Set
- 217 (1992) KORTUM, G. Am Anfang war das Experiment ... Samuel Reyher's hydrographische Untersuchungen im Kieler Hafen 1697  
- Originaltext, Übersetzung und Kommentar -
- 218 (1991) LICK, R.R. Untersuchungen zu Lebenszyklus (Krebse - Fische - Marine Säuger) und Gefrierresistenz anisakider Nematoden in Nord- und Ostsee
- 219 (1992) KERSTAN, S. Der Befall von Wattenmeerfischen 1988 - 1990 mit Nematodenlarven

- 220 (1991) POWILLEIT, M. CO2-Messungen zur Untersuchung des anaeroben Stoffwechsels benthischer Evert ~~e~~braten und zur Aktivitätsbestimmung der gesamten Sediment-Lebensgemeinschaft
- 221 (1992) TER JUNG, CH. Beitrag zum Schwermetallgehalts-Monitoring (Zn, Cd, Hg, Cu, Ag, Pb, Cr, Ni) in Miesmuscheln an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (1988/89)
- 222 (1992) KÖNIG, H.  
ZENK, W. Principles of RAFOS technology at the Institut für Meereskunde Kiel
- 223 (1992) ULLRICH, S. Bakterielle Fischkrankheiten in Untereider und Unterelbe und ihre Beeinflussung durch Umweltfaktoren
- 224 (1992) STAMMER, D. Über die mesoskalige Variabilität im Atlantischen Ozean  
- Analyse und Assimilation von GEOSAT-Altimeterdaten -
- 225 (1992) KARRASCH, B. Systemökologische Analyse mariner Pelagialsysteme auf der Basis von mikrobiologisch/planktologischen Variablen und pDNA-Messungen
- 226 (1992) VETTER, R.-A. Mechanismen biochemischer Temperaturanpassung  
Ein Vergleich der Enzymeigenschaften bei Crustaceen aus verschiedenen Klimazonen
- 227 (1992) KLEIN, B. Die Kapverden-Frontalzone
- 228 (1992) BUMKE, K. Räumliche Skalen des Bodenwindfeldes auf dem Nordatlantik
- 229 (1992) HANSEN, F. CH. Zooplankton-Grazing an Phaeocystis mit besonderer Berücksichtigung der calanoiden Copepoden
- 230 (1992) GRÖGER, J. Ein wahrscheinlichkeitstheoretischer Ansatz zur Optimierung der Survey- und Auswertungsstrategie des "International Young Fish Survey" in der Nordsee
- 231 (1992) LEHMANN, A. Ein dreidimensionales baroklines wirbelauflösendes Modell der Ostsee
- 232 (1993) HARGENS, U. Fernerkundung des Flüssigwassergehaltes von Wolken
- 233 (1993) BEHRENS, K. Turbulente Windfluktuationen und vertikale Flüsse im Küstenvorfeld
- 234 (1993) SCHNACK, D.  
KÖSTER, F. W.  
RÄTZ, H.-J.  
WIELAND, K.  
FÜRDERER, H.  
GRONWALD, E.  
ZARKESCHWARI, N. Wissenschaftliche Grundlagen für ökosystemorientiertes Fischereimanagement in den Gewässern vor Grönland
- 235 (1993) SCHILLER, A. Assimilation hydrographischer Daten in ein Zirkulationsmodell des Atlantiks auf der Grundlage des adjungierten Verfahrens

- 236 (1993) SCHÜSLER, U. Marine Spurenelement-Geochemie zur Bedeutung von Partikeln in oberflächennahen Gewässern des Atlantiks sowie von Nord- und Ostsee
- 237 (1993) VISBECK, M. Konvektion im offenen Ozean - Interpretation von Beobachtungen aus der Gröndlandsee und dem westlichen Mittelmeer -
- 238 (1993) SCHULTZ TOKOS, J.J. Spatial and Temporal Variability of Selected Trace  
KREMLING, K. Metals in the Western Baltic Sea - Data report from  
BRÜGMANN, L. 1990/92 Räumliche und zeitliche Variabilität  
STREU, P. ausgewählter Spurenmetalle in der westlichen Ostsee  
HENNINGS, U. - Datenbericht von 1990/92
- 239 (1993) MORALES, A. Vertikale und regionale Verteilung des Mesozooplanktons im Nordostatlantik unter der besonderen Berücksichtigung der Copepoden
- 240 (1993) BEHRENS, G. Biologisches Monitoring der westlichen Ostsee 1985 -  
DUINKER, J. C. 1992  
GIESENHAGEN, H. C.  
HANSEN, H.-P.  
HORSTMANN, U.  
LEHMANN, A.  
RUMOHR, H.  
SCHNACK, D.  
SCHULZ-BULL, D. E.  
THEEDE, H.